

# THÈSE DE DOCTORAT

préparée à

l'Institut des sciences et industries du vivant et de l'environnement (AgroParisTech)

pour obtenir le grade de

**Docteur de l'Institut agronomique, vétérinaire et forestier de France**

**Spécialité : Sciences de l'environnement**

École doctorale n° 581

Agriculture, alimentation, biologie, environnement et santé (ABIES)

*par*

**Florian CLAEYS**

## **Impacts du changement climatique sur la durabilité de l'exploitation forestière en Afrique centrale**

Directeurs de thèse : Alain KARSENTY et Philippe DELACOTE

Encadrants de thèse : Sylvie GOURLET-FLEURY et Frédéric MORTIER

Thèse présentée et soutenue à Paris, le 13 septembre 2018

### **Composition du jury :**

M. Franck LECOCQ, directeur de recherche, CIRED  
M. Jürgen BLASER, professeur ordinaire, BFH-HAFL  
M. Hendrik DAVI, chargé de recherche, INRA  
Mme Catherine RIVOAL, chargée de mission, MAA  
M. Alain KARSENTY, directeur de recherche, CIRAD  
M. Philippe DELACOTE, chargé de recherche, INRA

Président  
Rapporteur  
Rapporteur  
Examinatrice  
Directeur de thèse  
Directeur de thèse

### **Forêts et sociétés**

CIRAD  
Campus international de Baillarguet  
34398 Montpellier cedex 5  
France

### **Laboratoire d'économie forestière**

AgroParisTech - INRA  
14 rue Girardet  
54042 Nancy cedex  
France



## Remerciements

Il est dit que l'arbre cache la forêt lorsqu'un détail précis accapare par trop une attention qu'il serait plus judicieux de porter sur un ensemble bien plus signifiant. Cette métaphore sylvicole, outre de s'accorder assez justement avec une thèse de foresterie, ne saurait être plus à-propos ici : ce manuscrit n'est qu'un arbre qui cache la forêt des protagonistes, qui m'ont entouré et appuyé tout au long de ma formation doctorale, et dont je suis débiteur. Puissent ces quelques remerciements témoigner de ma profonde gratitude envers eux.

Mes premiers remerciements vont à l'instigatrice et aux instigateurs de ce projet de thèse, Sylvie Gourlet-Fleury, Frédéric Mortier, Philippe Delacote et Alain Karsenty. Cette équipe d'encadrement et de direction a combiné de précieuses connaissances et compétences à d'inestimables qualités humaines. Elle a constitué un bel alliage, équilibré et de grande volonté, qui a permis de coupler l'écologie à l'économie, la modélisation et les statistiques aux instrumentations de politique publique. S'il a pu être envisagé de relever le pari de l'interdisciplinarité, c'est en premier lieu le fait de ces quatre personnes. Merci de m'avoir accueilli avec sympathie, de m'avoir guidé sans relâche, merci de m'avoir entraîné dans vos voyages et de m'avoir plongé dans votre émulation généreuse, merci de votre confiance lorsque vous m'avez proposé de vous accompagner dans vos travaux. Merci de m'avoir appris. C'est avec estime et amitié que nous continuerons à œuvrer ensemble.

Ma reconnaissance et ma gratitude vont aussi au Ministère de l'agriculture et de l'alimentation, qui a autorisé et financé ma formation doctorale, et qui m'accueille maintenant dans ses rangs. De nombreuses personnes en son sein, que j'ai aujourd'hui l'honneur de pouvoir désigner comme collègues, ont contribué à faire de cette thèse, un investissement utile pour contribuer à relever le défi climatique dans lequel notre société s'est engagée. Je pense notamment aux collègues des services forestiers, notamment Véronique Borzeix, Catherine Rivoal et Jonathan Saulnier qui, dès le départ, tout au long de cette aventure, et encore maintenant, ont été présents et ont permis de lier mes travaux de recherche à leurs enjeux d'action publique. Je tiens aussi à remercier Nathalie Guesdon qui, par les missions qu'elle m'a confiées, m'a permis de poursuivre mon engagement pour les forêts et le climat. Plus généralement, je remercie tous mes collègues actuels, notamment les collègues du bureau du changement climatique et de la biodiversité, les collègues de l'équipe interministérielle climat ainsi que les collègues européens et internationaux : c'est grâce à leur sympathie et leur indulgence qu'il a été possible de concilier la fin de ma thèse et la conduite de mon poste actuel.

Je tiens aussi à remercier l'école doctorale ABIES de m'avoir autorisé à poursuivre mes travaux de thèse dans ce contexte. Merci aussi aux membres extérieurs de mon comité de thèse, Jean-Michel Salles,

Olivier Gimenez, Jonathan Saulnier et Paul-Emmanuel Huet, d'avoir participé aux discussions et d'avoir contribué à guider cette thèse.

Parce qu'ils ont contribué à ce que j'accède aux nombreuses données sur lesquelles mes travaux se fondent, je tiens à remercier toutes les personnes qui ont œuvré à la constitution du dispositif forestier permanent de M'Baïki en République Centrafricaine, depuis la conception du dispositif et la conduite des inventaires, sans oublier l'élaboration et le traitement des bases de données. Cette thèse témoigne de la grande utilité que revêtent les dispositifs et autres réseaux permanents d'observation et d'expérimentation, notamment en Afrique – mais c'est également vrai en Europe. Ces dispositifs impliquent des efforts financiers et techniques certes conséquents, mais qu'il est urgent de poursuivre au regard notamment de la lutte contre le changement climatique. À mon niveau, je tiens à remercier très chaleureusement Guillaume Cornu et Fabrice Bénédet, qui avec une bienveillance, une patience, une endurance et une constance sans limite, ont toujours été prêts à débloquer le moindre souci informatique ou d'accès aux données même lorsqu'il s'agissait d'accéder depuis Paris à la base de M'Baïki sur un serveur de Montpellier... Au vu de la forte dépendance de cette thèse à la bonne conduite des simulations, leur rôle a été absolument crucial.

Mes remerciements vont aussi au groupe Rougier, notamment à Paul-Emmanuel Huet et au groupe Pallisco-CIFM, notamment à Michel Rougeron et Paul Lagoutte, qui ont accepté de mettre à disposition une partie de leurs données économiques et industrielles. Ils m'ont aussi accueilli à plusieurs reprises dans leurs concessions au Congo et au Cameroun. Cet appui a été déterminant pour la bonne réalisation des travaux de thèse, et a contribué à améliorer significativement la conception et la calibration du modèle d'entreprise forestière utilisé dans les projections.

Merci au directeurs des unités d'accueil de la thèse, Plinio Sist et son prédécesseur Alain Billand, au sein de l'unité de recherche « Forêts et sociétés » du CIRAD à Montpellier, et Serge Garcia, directeur du Laboratoire d'économie forestière de Nancy, et maintenant directeur-adjoint du Bureau d'économie théorique et appliquée. Pendant trois ans, j'ai eu la joie de partager le quotidien des ciradiennes et des ciradiens du campus de Baillarguet, à Montpellier. C'est avec grande estime que je les remercie pour leur accueil, amène et convivial ; pour les nombreuses et stimulantes discussions, lors des lundis forestiers ou dans les moindres couloirs ; pour la richesse des souvenirs collectifs, notamment lors des déjeuners à la cantine. Merci à Annie Molina, pour sa gentillesse, sa disponibilité et son appui administratif décisif. Merci à Christian Fargeot pour les discussions sur l'aménagement-concession, ses récits de chasse et de m'avoir confié sa peau de serpent. Merci à Nicolas Picard pour son appui, notamment mathématique, dans les travaux de recherche et la rédaction des articles scientifiques. Merci à Éric Forni lors des déplacements au Congo, à Guillaume Lescuyer lors des déplacements au Cameroun et à Hélène Dessard lors

66 du déplacement en Afrique du Sud pour leurs très bons conseils.

67 C'est avec affection et nostalgie, que je remercie toutes mes consœurs et tous mes confrères de l'AK  
68 *team*, ainsi que l'ensemble des autres doctorants et stagiaires. Merci pour ces belles amitiés et pour  
69 tous les moments partagés, que ce soit en escalade, en vélo ou autour des pauses chocolat. Une pensée  
70 particulière pour mes cobureaux avec qui j'ai partagé les joies et peines du doctorat. J'espère que nous  
71 aurons l'occasion de retravailler ensemble.

72 Cette thèse s'est inscrite dans la continuité des apports reçus tout au long de mes études. À cet effet,  
73 je tiens à remercier les enseignantes et enseignants de Foix, de Toulouse et de Paris. J'ai eu la chance de  
74 bénéficier de leur pédagogie et de leur goût d'apprendre, de comprendre et de transmettre.

75 Merci à toutes mes amies et à tous mes amis de m'accompagner depuis tant de temps et pour encore  
76 longtemps.

77 Merci à mes anciens et actuels colocataires d'avoir supporté dans votre quotidien un thésard en cours  
78 de rédaction.

79 Merci pour tout à ma mère, à mon père et à mes sœurs.



# Table des matières

81	<b>Résumé long</b> . . . . .	<b>11</b>
82	<b>I Introduction générale</b> . . . . .	<b>17</b>
83	I.1 Les relations complexes, ambivalentes et incertaines entre les forêts et le climat . . . . .	18
84	I.1.1 Les forêts au niveau mondial, des écosystèmes majeurs en interaction avec le climat	18
85	I.1.2 Processus à l'œuvre liant les dynamiques des arbres et des forêts au climat . . . . .	22
86	I.1.3 Particularités et spécificités des forêts tropicales humides face au changement cli-	
87	matique . . . . .	24
88	I.2 Le climat, un nouvel enjeu pour la gestion durable des forêts . . . . .	26
89	I.2.1 Exploitation forestière et gestion durable des forêts . . . . .	26
90	I.2.2 La gestion forestière face au risque climatique . . . . .	28
91	I.3 Les enjeux de durabilité des filières forêt-bois en Afrique centrale . . . . .	30
92	I.3.1 Importance des forêts et des filières forêts-bois en Afrique centrale . . . . .	30
93	I.3.2 La concession forestière, de l'exploitation du bois d'œuvre à la gestion intégrée des	
94	forêts . . . . .	32
95	I.3.3 La question climatique dans le contexte des filières forêt-bois africaines . . . . .	36
96	Structure de la thèse . . . . .	39
97	<b>II Une nouvelle méthodologie pour modéliser la dynamique des forêts d'Afrique centrale</b> . .	<b>61</b>
98	II.1 Introduction . . . . .	62
99	II.2 Models . . . . .	63
100	II.2.1 Usher model . . . . .	63
101	II.2.2 Mixture of regression models and variable selection . . . . .	66
102	II.2.3 Mixture of inhomogeneous matrix models . . . . .	69
103	II.3 Application . . . . .	70
104	II.3.1 Simulations . . . . .	70
105	II.3.2 The M'Baïki forest case study . . . . .	71
106	II.4 Results . . . . .	73
107	II.4.1 Simulations . . . . .	73

108	II.4.2 The M’Baïki forest case study . . . . .	74
109	II.5 Discussion . . . . .	78
110	II.A ICL for growth, recruitment, and mortality processes at M’Baïki . . . . .	86
111	II.B Parameter estimates for growth, recruitment, and mortality processes at M’Baïki . . . . .	87
112	<b>III Impacts du changement climatique sur la dynamique future des forêts d’Afrique centrale .</b>	<b>89</b>
113	III.1 Introduction . . . . .	92
114	III.2 Material and methods . . . . .	93
115	III.2.1 Data . . . . .	93
116	III.2.2 Forest dynamics modelling methodology . . . . .	94
117	III.2.3 Simulation protocol . . . . .	95
118	III.3 Results . . . . .	96
119	III.3.1 Species groups, guilds and meta-groups . . . . .	96
120	III.3.2 Baseline scenario . . . . .	99
121	III.3.3 Impacts of climate change on forest structure and dynamics . . . . .	99
122	III.4 Discussion . . . . .	103
123	III.4.1 Climate change would accelerate the dynamics of tropical forests . . . . .	103
124	III.4.2 Climate change would affect forest composition by favouring pioneers . . . . .	103
125	III.4.3 Toward an improved modelling of tropical forests dynamics in a changing climate	104
126	III.A Additional elements about methodology . . . . .	115
127	III.A.1 Additional elements about forest inventory data . . . . .	115
128	III.A.2 Additional elements about climate data . . . . .	115
129	III.A.3 Additional elements about forest dynamics modelling methodology . . . . .	115
130	III.B Additional results . . . . .	118
131	III.B.1 Model verification . . . . .	118
132	III.B.2 Species, guilds and meta-groups . . . . .	118
133	III.B.3 Contribution of structure and climate variables to dynamics processes . . . . .	120
134	III.C Additional references . . . . .	127
135	<b>IV L’aménagement des concessions forestières face au changement climatique . . . . .</b>	<b>135</b>
136	IV.1 Introduction . . . . .	136
137	IV.2 Matériel et méthodes . . . . .	142
138	IV.2.1 Dynamique forestière sous climat variable . . . . .	142
139	IV.2.2 Exploitation forestière sous aménagement . . . . .	145
140	IV.2.3 Protocole de simulation et d’analyse . . . . .	156
141	IV.3 Résultats . . . . .	160



142	IV.3.1 Aspects économiques et écologiques de l'exploitation forestière en l'absence de	
143	changement climatique . . . . .	162
144	IV.3.2 Influence du changement climatique sur l'économie et l'écologie de l'exploitation	
145	forestière . . . . .	168
146	IV.4 Discussion . . . . .	175
147	IV.4.1 Le modèle proposé permet de simuler une exploitation forestière avec un réalisme	
148	satisfaisant . . . . .	175
149	IV.4.2 La rentabilité des concessions forestières en Afrique centrale diminue au cours du	
150	temps . . . . .	177
151	IV.4.3 Malgré une dégradation accrue des peuplements sur le long-terme, le changement	
152	climatique peut augmenter la rentabilité de l'exploitation forestière . . . . .	179
153	IV.4.4 Adapter l'aménagement forestier au changement climatique implique d'améliorer	
154	la compréhension et la régulation de l'exploitation forestière . . . . .	180
155	IV.A Tables et figures supplémentaires . . . . .	199
156	IV.A.1 Calibration du modèle de forêt tropicale exploitée . . . . .	199
157	IV.A.2 Effets de la superficie de concession et de la distance au port . . . . .	199
158	<b>V La gestion forestière améliorée face au changement climatique, et les instruments de son</b>	
159	<b>financement . . . . .</b>	<b>205</b>
160	V.1 Introduction . . . . .	206
161	V.1.1 Le climat, un nouvel enjeu de la gestion durable des forêts en Afrique centrale . .	206
162	V.1.2 Réduire les prélèvements ou enrichir les forêts, deux options de gestion forestière	
163	améliorée . . . . .	208
164	V.1.3 Trois options différentes d'incitation pour un financement compensatoire . . . . .	210
165	V.2 Matériel et méthodes . . . . .	217
166	V.2.1 Modèle bioéconomique d'exploitation forestière sous aménagement et sous climat	
167	variable . . . . .	217
168	V.2.2 Intégration d'options d'amélioration de gestion forestière . . . . .	219
169	V.2.3 Protocole de simulation et d'analyse . . . . .	223
170	V.3 Résultats . . . . .	226
171	V.3.1 Structure, composition et dynamique des peuplements forestiers . . . . .	227
172	V.3.2 Caractéristiques de l'exploitation . . . . .	234
173	V.3.3 Prix de revient de différentes options de financement . . . . .	237
174	V.4 Discussion . . . . .	252
175	V.4.1 Réduire les prélèvements et enrichir les forêts, deux options efficaces et complé-	
176	mentaires pour réduire les impacts de l'exploitation . . . . .	252

177	V.4.2 Le financement de la gestion forestière améliorée doit reposer sur d'autres as-	
178	siettes que le carbone . . . . .	254
179	V.4.3 Perspectives d'amélioration . . . . .	257
180	V.A Tables et figures supplémentaires . . . . .	279
181	V.B Résultats supplémentaires . . . . .	279
182	V.B.1 La réduction volontaire des prélèvements . . . . .	279
183	V.B.2 L'enrichissement artificiel . . . . .	285
184	<b>VI Conclusion générale . . . . .</b>	<b>291</b>
185	VI.1 La durabilité des forêts aménagées d'Afrique centrale face au changement climatique . .	293
186	VI.1.1 La forte sensibilité des forêts tropicales au changement climatique est un facteur	
187	de vulnérabilité justifiant de concevoir des stratégies d'adaptation . . . . .	293
188	VI.1.2 Face au changement climatique, le modèle d'aménagement-concession doit être	
189	renouvelé . . . . .	295
190	VI.2 Des axes de recherche à poursuivre pour améliorer les projections de changement clima-	
191	tique sur les forêts tropicales . . . . .	297
192	VI.2.1 L'amélioration des projections passe par le perfectionnement de la modélisation	
193	des processus, la gestion des incertitudes et l'étude d'autres dimensions de la du-	
194	rabilité . . . . .	298
195	VI.2.2 Une utilité motivée et conditionnée par la gestion des incertitudes . . . . .	300
196	VI.2.3 Stratégie de recherche pour les forêts tropicales . . . . .	302
197	VI.3 L'adaptation de la gestion des forêts tropicales au changement climatique implique une	
198	adaptation des politiques et instrumentations publiques associées . . . . .	304
199	VI.3.1 Un nouvel enjeu dans les relations publiques-privées pour les forêts sous concession	305
200	VI.3.2 Une politique du complexe pour les forêts tropicales au service de biens publics	
201	mondiaux . . . . .	306

## 202 **Résumé long**

L'émergence du défi climatique et la montée en puissance des préoccupations environnementales conduisent depuis quelques décennies à considérer les forêts tropicales comme un élément majeur d'atténuation du changement climatique. Que ce soit dans le cadre du régime climatique international, des politiques forestières nationales ou d'engagements des acteurs non étatiques, les initiatives et les instruments se multiplient pour lutter contre la déforestation et la dégradation forestière, promouvoir la conservation et la restauration des forêts, ou assurer la durabilité de leur gestion et de leur exploitation. L'adaptation des forêts tropicales au changement climatique est une question qui a reçu moins d'attention de la part des politiques et des institutions, du fait notamment d'un manque de connaissances sur la réponse des forêts tropicales au climat.

En Afrique centrale, les forêts de production de bois d'œuvre sont en grande partie situées dans des concessions accordées à des compagnies forestières. L'aménagement forestier constitue l'un des principaux instruments pour assurer la durabilité d'une exploitation très sélective, ne portant que sur quelques arbres à l'hectare. Sur la base d'une estimation des processus de croissance, de mortalité et de recrutement des espèces exploitées, les plans d'aménagement régulent les prélèvements de manière à assurer une reconstitution satisfaisante des volumes commerciaux après les récoltes de bois. Ces éléments de régulation, comprenant les surfaces de production, la durée de rotation, les diamètres minimums ou encore la liste des espèces pouvant être exploitées, permettent également d'ajuster le dimensionnement de l'outil industriel aux capacités de production forestière. Si, par rapport au changement climatique, de nouvelles pratiques commencent à apparaître, notamment pour réduire les émissions de gaz à effet de serre causés par l'exploitation forestière, tout reste encore à faire en ce qui concerne l'adaptation. Encore maintenant, les règles de l'aménagement, et en conséquence, les outils industriels de production de bois, continuent à faire l'hypothèse implicite que les caractéristiques forestières resteront inchangées face au changement climatique.

Ce travail s'appuie sur l'intégration de variables climatiques dans un mélange de modèles matriciels non-homogènes (MIMM, *mixture of inhomogeneous matrix models*), une nouvelle méthodologie de modélisation de dynamique forestière particulièrement bien adaptée aux écosystèmes riches en espèces. Les projections effectuées démontrent que le changement climatique devrait avoir des conséquences majeures sur la structure, la dynamique et la composition des forêts. Deux sources de données ont été utilisées. Les données forestières proviennent des inventaires annuels du dispositif de M'Baïki, en République Centrafricaine (RCA). De 1982 à 2012, tous les arbres de plus de 10 cm de diamètre à hauteur de poitrine (DBH, *diameter at breast height*) ont été inventoriés sur une superficie totale de 40 ha de forêts soumises à un gradient de perturbation. Les données climatiques proviennent des sorties de simulation de 10 modèles de circulation générale (GCM, *general circulation models*) réduits d'échelle par le modèle régional Modèle atmosphérique régional du centre Rossby (RCA, *Rossby Centre regional atmos-*

237 *pheric model*), sur le domaine du CORDEX Africa. Les résultats de simulation s'appuient sur les 10 versions  
238 de calibration, effectuées sur les forêts de M'Baïki, selon 3 scénarios climatiques à l'horizon 2100 : un  
239 scénario sous climat actuel constant et deux Trajectoires représentatives d'émission (RCP, *Representative*  
240 *Concentration Pathways*), les RCP 4.5 et 8.5, deux scénarios contrastés de réchauffement climatique ser-  
241 vant de référence dans l'étude du changement climatique.

242 Le principal impact projeté du changement climatique serait une accélération généralisée de la dyna-  
243 mique forestière, que ce soit en terme de croissance, de mortalité et de recrutement, conduisant à un  
244 effet d'éclaircissement naturel : les projections conduisent à des forêts présentant moins d'arbres, mais  
245 ces derniers auraient des diamètres plus larges. L'importance des changements impliqués varie d'un  
246 groupe d'espèce à l'autre de sorte que le changement climatique entraînerait également des change-  
247 ments de composition floristique, en faveur des espèces pionnières à longue durée de vie et aux dépens  
248 des espèces tolérantes à l'ombrage.

249 Pour étudier les forêts exploitées, nous avons ajouter au modèle forêt-climat une couche économique  
250 simulant le fonctionnement d'une concession forestière. Ce couplage forêt-climat-exploitation permet  
251 de simuler l'impact du changement climatique sur deux dimensions de la durabilité de forêts exploi-  
252 tées : l'état écologique du peuplement forestier, en termes de dynamique, de structure et de composi-  
253 tion ; et le bilan économique de l'exploitation forestière, en terme d'intensité de récolte, de volume de  
254 production et de rentabilité économique.

255 Le modèle de concession intègre deux pas de temps différents : à l'échelle de la durée de rotation, le plan  
256 d'aménagement et le dimensionnement de l'outil industriel sont déterminés simultanément de manière  
257 à optimiser le rentabilité économique des investissements réalisés ; à l'échelle de l'année, l'exploitation  
258 est effectuée de manière à optimiser la rentabilité commerciale sous contrainte de l'aménagement et de  
259 l'outil industriel décidé en début de rotation. Ce modèle permet de formaliser l'aménagement forestier,  
260 compris comme une articulation étroite entre les ressources forestières et l'outil industriel et de simuler  
261 l'évolution au cours du temps de l'exploitation forestière avec une meilleure prise en compte des cycles  
262 de rotations, des contraintes de l'équipement industriel et la promotion d'espèces de substitution. Les  
263 données forestières et climatiques de la première partie ont été complétées par des données sur les prix  
264 des grumes et des sciages provenant de l'Organisation Internationale des Bois Tropicaux (OIBT), sur les  
265 caractéristiques technologiques des bois en provenance de la base de données Tropix et sur les équations  
266 allométriques, provenant de Globalloometree. Les caractéristiques industrielles et les différents coûts de  
267 production ont été anonymisés et proviennent de deux concessionnaires établis en Afrique centrale : le  
268 groupe Rougier et le groupe Pallisco-CIFM.

269 Le protocole de simulation reste semblable. 10 modèles climatiques sont utilisés pour simuler le devenir  
270 d'une forêt tropicale exploitée et de l'entreprise opérant son exploitation sous 3 scénarios climatiques à

l'horizon 2100. Ce travail est effectué pour 4 types d'entreprise, résultant du croisement de deux valeurs contrastées de superficie exploitée et de deux valeurs contrastées de distance de la concession au port. En l'absence de tout changement climatique et quel que soit l'entreprise considérée, l'exploitation forestière en Afrique centrale entraîne au cours du temps une altération de l'état écologique du peuplement forestier, avec une accélération de la dynamique forestière et un basculement de la composition floristique au dépens des espèces héliophiles et en faveur des espèces pionnières. Sur le plan économique, les indicateurs suivis montrent une diminution des volumes de coupe et une diminution de la rentabilité rotation après rotation. Le changement climatique devrait conduire à exacerber la tension entre durabilité écologique et durabilité économique : d'un côté, changement climatique et dégradation forestière due à l'exploitation vont se cumuler sur les peuplements forestiers ; de l'autre, le changement climatique conduit à améliorer le bilan économique de l'exploitation, du fait, notamment d'un effet d'éclaircissement en partie favorable aux espèces exploitées, notamment en termes de volume sur pied. Ces résultats montrent surtout l'utilité d'une régulation de l'exploitation forestière réactualisée face au changement climatique.

La dernière partie de la thèse a pour objectif d'estimer l'efficacité et la faisabilité de deux options contrastées d'amélioration de la gestion forestière : la réduction volontaire du prélèvement d'arbres commerciaux et l'enrichissement artificiel des peuplements. Pour compenser les manques à gagner liés à l'adoption de ces pratiques alternatives, trois instruments de financement sont envisagés, basés sur des crédits carbone, des volumes de bois récoltés ou des surfaces exploitées. Ces instruments permettent de donner des éléments d'analyse sur l'opportunité que revêtent pour l'amélioration de la gestion forestière, différents mécanismes de financement tels que les projets REDD+, les primes sur le bois associées à la certification forestière et les paiements pour services environnementaux (PSE).

Les sources de données et les méthodologies employées sont complétées par quelques chiffres de surcoût liés aux changements de pratique testés. Le protocole de simulation basé sur 10 modèles climatiques, 3 scénarios climatiques et 4 types de concessions, est également repris et répliqué avec 9 itinéraires d'exploitation, issus de croisement de 3 valeurs contrastées de réduction volontaire (0, 5 et 50 % de réduction des prélèvements) et de 3 valeurs contrastées d'enrichissement des trouées (0, 10 et 200 plants par trouée). L'analyse de l'exploitation forestière portant à la fois sur l'état écologique du peuplement et sur le bilan économique de l'exploitation est reprise et est complétée par une analyse des schémas de compensation, basée sur le calcul des prix de revient du carbone, du bois ou du paiement surfacique, à chaque rotation.

Les analyses menées permettent d'effectuer une comparaison entre les deux options d'amélioration considérées et leurs interactions. De manière générale, la réduction du prélèvement est une option bien plus coûteuse que l'enrichissement des trouées. Sur le plan écologique, la réduction du prélève-

ment permet de limiter l'ensemble des effets de l'exploitation sur la composition des forêts, y compris avec une diminution de l'abondance des espèces pionnières et une augmentation de l'abondance des espèces tolérantes à l'ombrage. En revanche, l'enrichissement conduit à des modifications floristiques accrues, entraînant une diminution accrue de l'abondance des espèces tolérantes à l'ombrage, en faveur des espèces héliophiles. Du fait de la forte présence d'espèces commerciales dans les espèces héliophiles, l'enrichissement des trouées conduit à améliorer la situation économique de l'exploitation. Les effets de la réduction du prélèvement sont peu dépendants du changement climatique, tandis que les effets de l'enrichissement des trouées y montrent une sensibilité plus aiguë. Le scénario le plus à même d'améliorer les aspects écologiques et économiques de l'exploitation est un fort enrichissement des trouées, couplée à une faible réduction du prélèvement. Cette combinaison permet à la fois d'améliorer la situation économique de l'exploitation tout en réduisant les impacts sur le peuplement forestier, notamment en termes de changement floristique.

Concernant les différentes compensations envisagées, les résultats amènent à nettement préférer les paiements basés sur les surfaces et le bois plutôt que les paiements basés sur le carbone. En effet, ces derniers présentent de nombreux inconvénients avec une pérennité à long-terme souvent compromise, une forte instabilité des échéanciers de crédits d'une rotation à l'autre et une forte sensibilité au changement climatique. Au contraire, les paiements basés sur les surfaces et le bois présentent des prix de revient plus stables dans le temps et moins sensibles au changement climatique.

Les différents travaux de simulation effectués soulignent la vulnérabilité des forêts tropicales exploitées d'Afrique centrale au changement climatique et la nécessité de renouveler et d'adapter au changement climatique à la fois les pratiques d'exploitation mais aussi les systèmes d'incitation des exploitants forestiers. Les outils sollicités pour obtenir ces résultats, bien qu'empreints de nombreuses limites, soulignent le potentiel des approches de modélisation pour projeter les impacts du changement climatique et simuler les changements de pratique envisagées en réaction. L'incertitude reste une notion clef dans ce genre d'étude, permettant à la fois de justifier les méthodologies déployées mais aussi de souligner les nombreux problèmes restant à résoudre. Plus généralement, cette thèse appelle à concevoir des stratégies de recherche interdisciplinaire pour développer une gestion adaptative des forêts tropicales.

Sur le plan des politiques publiques forestières, cette thèse ne souligne pas seulement les limites et les opportunités des instruments incitatifs basés sur le carbone, sur le bois ou sur les surfaces. Elle montre la nécessité d'un renouvellement des interactions entre acteurs publics et privés pour accompagner la transformation des systèmes de gestion forestière. Les forêts gérées apparaissent comme des systèmes adaptatifs complexes dont la résilience au climat constitue un enjeu de bien public mondial de plus en plus prégnant dans un monde au climat de plus en plus chaud et de plus en plus risqué.





## 338 **Chapitre I**

## 339 **Introduction générale**

Comme le rappelle le dernier rapport du Groupe Intergouvernemental d'Experts sur le Climat (GIEC) au sujet de l'impact du changement climatique sur les écosystèmes terrestres (Settele *et al.* 2014), trois aspects doivent guider l'action politique sur les écosystèmes face au changement climatique. Le premier aspect est que les écosystèmes et leurs constituants sont des ensembles imprécis et variables : plusieurs niveaux de complexité s'entremêlent et interagissent les uns avec les autres, à commencer par le niveau des individus et le niveau des espèces. Le second est que l'influence anthropique ne peut pas être complètement distinguée du fonctionnement des cycles naturels : tout écosystème est en réalité un socio-écosystème (Berkes *et al.* 2003, Gunderson 2001) dont la dynamique dépend des flux d'énergie, des cycles élémentaires, de la compétition et d'autres processus écologiques tout autant qu'elle dépend de choix économiques, politiques et culturels (Walker *et al.* 2006). Enfin, le troisième aspect, résultante logique des deux premiers, est que même en l'absence de toute action humaine, les écosystèmes ne sont généralement pas figés dans le temps : bien loin d'être en équilibre, ils sont en réalité dans une dynamique permanente de changement, même dans un environnement constant (Scheffer 2009).

## **I.1 Les relations complexes, ambivalentes et incertaines entre les forêts et le climat**

### **I.1.1 Les forêts au niveau mondial, des écosystèmes majeurs en interaction avec le climat**

Les forêts au sein de la biosphère et à l'interface entre l'atmosphère, la pédosphère et l'hydrosphère, jouent un rôle majeur dans la régulation du climat mondial tout en étant étroitement dépendantes. Que ce soit par les émissions et les absorptions de gaz à effet de serre, l'évapotranspiration et la formation des nuages, l'absorption et la réflexion d'énergie solaire par effet albedo, les forêts ont une influence forte sur la composition de l'atmosphère, la température, l'humidité, le rayonnement solaire, autant de variables qui déterminent la structure, la dynamique et la composition des peuplements forestiers.

Au niveau mondial, les forêts sont un important puits net de carbone (Pan *et al.* 2011), résultant d'émissions brutes et d'absorptions brutes d'inégale importance. La déforestation et la dégradation, entre autres changements d'usage des terres, sont des sources d'émission de  $3.7 \pm 1.8 \text{ Gt}_{\text{eq}}\text{CO}_2\cdot\text{an}^{-1}$ , soit 9.70874 % des émissions anthropiques sur la décennie 2006-2015 ; et en même temps, le puits terrestre, et notamment les boisements et les reboisements, absorbent environ  $11 \pm 3.3 \text{ Gt}_{\text{eq}}\text{CO}_2\cdot\text{an}^{-1}$ , soit 30.3922 % du budget carbone (Le Quéré *et al.* 2016). Ces résultats se basent sur les données de la FAO, notamment celles de l'Évaluation des ressources forestières (FRA, *Forest Resource Assessment*), une publication quinquennale des statistiques forestières nationales (FAO 2016), ainsi que sur les rapports nationaux de comptabilité carbone (Houghton et Nassikas 2017). Ils montrent une baisse de l'importance

relative des émissions dues aux changements d'usage des terres, notamment celles liées à la déforestation (van der Werf *et al.* 2009), qui s'élevaient, dans les années 1990, à 16 % du total, bien que cette diminution soit plus liée à une augmentation des autres secteurs qu'à une véritable baisse des émissions en absolu (Tubiello *et al.* 2015). D'après le dernier rapport d'évaluation du GIEC, le cumul des émissions liées aux changements d'usage des terres, principalement la déforestation, depuis 1750 et le début de la révolution industrielle, s'élève à  $660 \pm 290 \text{ Gt}_{\text{eq}}\text{CO}_2$ , soit 30 % du carbone anthropique total, tandis que le puits des écosystèmes terrestres a absorbé  $590 \pm 330 \text{ Gt}_{\text{eq}}\text{CO}_2$  (Ciais *et al.* 2013).

La déforestation est une tendance lourde de l'histoire de l'humanité (Williams 2003, Kaplan *et al.* 2009) et des périodes préhistoriques aux périodes préindustrielles, au cours des 5 000 dernières années, un tiers des forêts mondiales aurait été abattu de la main de l'homme, soit une baisse de 1,8 Gha, pour s'établir à une superficie totale actuelle d'un peu moins de 4 Gha (FAO 2016). La déforestation reste un enjeu d'actualité et sur les 25 dernières années, la superficie des forêts mondiale a été réduite de 130 Mha, soit 3,1 %. Outre la déforestation, les terres forestières sont également une source d'émission en lien avec la dégradation. C'est un processus plus compliqué à suivre que la déforestation, ou même à définir (Simula 2009, Sasaki et Putz 2009), la prise en compte de l'exploitation forestière étant l'un des points les plus difficiles à traiter. Thompson *et al.* (2013) proposent comme définition de la dégradation forestière au sens large, une réduction de la capacité des forêts à produire des services écosystémiques tels que la séquestration du carbone et la production de bois résultant de changements anthropiques ou environnementaux. Dans les rapports du GIEC et les études de bilan carbone au niveau mondial telles que Le Quéré *et al.* (2016), la dégradation couvre l'exploitation forestière. Sur la période 1850-2015, les récoltes de bois sont à l'origine de 17 % des émissions cumulées ( $92.8 \text{ Gt}_{\text{eq}}\text{CO}_2$ ), mais impliquent en réalité des flux bruts d'émission et d'absorption quatre fois plus importants (Houghton et Nassikas 2017). L'importance relative faible sur le temps long du poids de l'exploitation forestière dans les émissions contraste cependant avec une croissance rapide ces dernières années. Les émissions liées à la dégradation forestière, notamment l'exploitation forestière, ont progressé de  $0.4 \text{ Gt}_{\text{eq}}\text{CO}_2.\text{an}^{-1}$  dans les années 1990, soit un quart des émissions liées à la déforestation, à  $1.0 \text{ Gt}_{\text{eq}}\text{CO}_2.\text{an}^{-1}$  dans les années 2011-2015, soit un tiers des émissions liées à la déforestation au niveau mondial (Federici *et al.* 2015).

L'évolution des émissions au cours du temps diverge fortement selon les régions, notamment entre les régions tempérées de l'hémisphère nord et les régions tropicales. Après avoir été une source constante d'émissions de  $1.8 \text{ Gt}_{\text{eq}}\text{CO}_2.\text{an}^{-1}$  jusqu'aux années 1940, les émissions des premières ont chuté jusqu'à devenir un puits de  $1.1 \text{ Gt}_{\text{eq}}\text{CO}_2.\text{an}^{-1}$  en 2015. Dans le même temps, dans les régions tropicales, les forêts, après avoir été une faible source d'émission de  $0.4 \text{ Gt}_{\text{eq}}\text{CO}_2.\text{an}^{-1}$ , sont devenues une source majeur d'émissions de  $5.1 \text{ Gt}_{\text{eq}}\text{CO}_2.\text{an}^{-1}$  dans les années 1990 (Houghton et Nassikas 2017). Depuis les années 2010, les émissions diminueraient légèrement (FAO 2016). Les moteurs de la déforestation et

de la dégradation forestière sont multiples et d'importance inégale (Geist et Lambin 2001, Hosonuma *et al.* 2012) : l'agriculture est de loin le premier moteur de la déforestation, et est à l'origine de 73 % des surfaces de forêts défrichées (40 % pour l'agriculture commerciale, 33 % pour l'agriculture vivrière), suivi par l'urbanisation (10 %), la construction d'infrastructures (10 %) et les mines (7 %). L'importance relative de ces moteurs diffère d'un continent à l'autre : l'agriculture commerciale est un moteur plus important en Amérique latine qu'en Afrique ou en Asie, où l'agriculture vivrière est plus importante. Concernant la dégradation forestière (Hosonuma *et al.* 2012), l'exploitation forestière est le premier moteur (52 %), suivi par la collecte de bois de feu et la production de charbon de bois (31 %), les feux de forêts (9 %) et l'élevage (7 %). Là encore, l'importance relative de ces moteurs diffère d'une région à l'autre : le poids de l'exploitation forestière est plus important en Asie et en Amérique latine (plus de 70 %), tandis que la collecte de bois de feu et de charbon de bois est le principal moteur en Afrique (48 %).

Plusieurs modèles théoriques peuvent être mobilisés pour expliquer la dynamique de la déforestation au cours du temps, et son hétérogénéité spatiale.

Selon le modèle de la courbe environnementale de Kuznets (Stern *et al.* 1996, Dinda 2004), la qualité environnementale se détériore dans les premières étapes de développement économique, avant de s'améliorer dans les étapes ultérieures, résultant en une courbe en U, qu'avait popularisé Kuznets (1955) dans ses travaux sur le lien entre inégalités et développement économique. Appliqué aux forêts, cette théorie avance que la déforestation n'accompagne le développement que lors des premiers stades avant de se résorber petit à petit. Plusieurs études ont confirmé empiriquement la validité de ce modèle (Koop et Tole 1999, Mather *et al.* 1999b, par exemple) et se sont attachées à en expliquer les mécanismes sous-jacents (Ehrhardt Martinez *et al.* 2002, Bhattarai et Hammig 2004), notamment institutionnels (Culas 2007).

Selon le modèle de la transition forestière de Mather (1992), Mather et Needle (1998), le couvert forestier d'un État suit ainsi au cours du temps, une phase de réduction, avec un défrichement accru des terres forestières pour leur mise en culture, avant de connaître une phase de reforestation. Les terres les moins productives laissaient à l'abandon sont reprises par les forêts, soit par régénération naturelle, soit par plantation artificielle. Ce modèle s'est révélé assez juste pour analyser l'historique de la déforestation aussi bien dans les pays développés (Mather *et al.* 1999a, Mather 2001, par exemple) que dans les pays en développement (Rudel *et al.* 2002, Mather 2007, Wolfersberger *et al.* 2015, par exemple), avant d'être appliqué au niveau mondial (Rudel *et al.* 2005, Meyfroidt et Lambin 2011, par exemple). Le concept de transition forestière, basé sur les changements d'usage des terres au cours du temps en fonction de la valeur de ces dernières, est devenu un objet régulièrement utilisé en économie forestière (Barbier *et al.* 2017, pour une revue). Il a notamment été combiné avec des analyses spatiales, notamment en

440 mobilisant le modèle de von Thünen sur la répartition spatiale de l'usage des terres (Angelsen 2007), ou  
441 avec des analyses institutionnelles, soulignant l'importance de la gouvernance des forêts (Barbier *et al.*  
442 2010).

443 Une autre explication théorique à avoir été apportée à l'évolution au cours du temps des taux de dé-  
444 forestation est l'hypothèse de Borlaug, du nom du père fondateur de la Révolution verte (Angelsen et  
445 Kaimowitz 2001). Selon cette dernière, l'intensification de l'agriculture permettrait de réduire les sur-  
446 faces cultivées et ainsi de libérer des terres pour un usage forestier. Certaines estimations sur les surfaces  
447 forestières impliquées avancent des chiffres de 18 à 27 Mha, grâce au développement des cultures entre  
448 1965 et 2004 (Stevenson *et al.* 2013). Largement utilisée dans les discussions sur l'action climatique des  
449 forêts (Lobell *et al.* 2013, par exemple), l'hypothèse de Borlaug semble cependant moins bien vérifiée  
450 par les analyses que les modèles théoriques précédents (Rudel *et al.* 2009, Pirard et Treyer 2010).

451 Les enjeux à l'interface des forêts et du climat incluent également les impacts du changement clima-  
452 tique sur les forêts, sur leur vulnérabilité et sur leur adaptation (Settele *et al.* 2014), et en la matière, le  
453 futur des interactions entre climat et forêt est incertain. À l'échelle mondiale, les observations de ter-  
454 rain permettent déjà de décrire de nombreuses transformations de la végétation, pouvant être attribués  
455 au changement climatique et traduisant un déplacement des biomes vers de plus hautes latitudes ou  
456 de plus hautes altitudes (Gonzalez *et al.* 2010). Les projections des futures distributions de végétation  
457 montrent que ces transformations sont amenées à se poursuivre et à s'amplifier d'autant plus que le  
458 changement climatique sera important (Scholze *et al.* 2006). Les effets des modifications du climat sur  
459 la dynamique des puits de carbone forestiers sont nombreux et équivoques : certains, comme l'aug-  
460 mentation de la concentration en CO<sub>2</sub> ou les dépôts d'azote, peuvent stimuler la reprise forestière et  
461 la séquestration du carbone (Pan *et al.* 2011); d'autres, comme l'augmentation des températures, des  
462 sécheresses et des feux de forêts, ou plus indirectement, la recrudescence d'attaques de ravageurs, pour-  
463 raient affaiblir les puits de carbone forestier (Sitch *et al.* 2008). Les changements climatiques projetés  
464 sont d'une ampleur ou d'un rythme qui pourraient excéder la capacité adaptative des forêts, entraînant  
465 des extinctions locales et des pertes de services écosystémiques, en témoignent les effets déjà constatés  
466 actuellement au niveau mondial (Seppälä *et al.* 2009). Si les impacts projetés peuvent être positifs pour  
467 certains écosystèmes et/ou pour certaines espèces, avec une croissance accrue de la végétation (Zhu *et al.*  
468 2016), ils sont dans leur grande majorité une menace pour les forêts dans le monde. Ainsi, la combi-  
469 nation d'une augmentation de la température et de la sécheresse conduirait à une mortalité accrue des  
470 arbres et à un dépérissement généralisé des forêts (Allen *et al.* 2010; 2015).

471 L'impact de la déforestation et de la dégradation des forêts, ou l'impact du changement climatique lui-  
472 même peuvent en retour contribuer à une accélération du changement climatique. De telles boucles de  
473 rétroaction positive peuvent entraîner un emballement de la transformation des écosystèmes, condui-

sant à des points de basculement (en anglais *tipping point*), soit un niveau de changement des propriétés au-delà duquel le système se réorganise et demeure dans un nouvel état quand bien même la perturbation s'est arrêtée (Lenton *et al.* 2008). La détection de ces points de basculement est un enjeu majeur pour la santé des forêts mondiales (Trumbore *et al.* 2015). De nombreux points de basculement ont été identifiés (Kriegler *et al.* 2009, Scheffer *et al.* 2009, Brook *et al.* 2013). L'un des plus grands risques de rétroaction positive actuellement identifié est l'exacerbation de feux de forêts par des phénomènes de surmortalité liés soit à des attaques de ravageurs (Kurz *et al.* 2008, par exemple), soit à une dégradation forestière d'origine anthropique, pouvant être une exploitation forestière. En Amazonie, une telle combinaison de mortalité et de feux de forêts pourrait conduire d'ici la fin du siècle à un effondrement forestier (*forest dieback*), soit le basculement d'un écosystème forestier humide à un écosystème forestier sec (Settele *et al.* 2014), initialement avancé par Cox *et al.* (2004).

### **I.1.2 Processus à l'œuvre liant les dynamiques des arbres et des forêts au climat**

Le changement climatique comprend des modifications de la température, des précipitations et de la concentration atmosphérique en CO<sub>2</sub> (Comins et McMurtrie 1993). Ces variables, à travers notamment leur influence sur l'efficacité de la photosynthèse et de la respiration, les deux réactions de base du métabolisme des plantes, agissent sur la dynamique des forêts (Lewis *et al.* 2009).

Comme dans tout processus chimique, l'augmentation de la température entraîne une accélération de la photosynthèse jusqu'à un pic pour une température comprise entre 25 et 40°C, au delà duquel l'efficacité de la photosynthèse diminue rapidement du fait de la dénaturation des protéines (Saxe *et al.* 2001). À de trop fortes températures, la réaction photosynthétique devient instable et endommage les cellules (Hüve *et al.* 2011). La relation entre la température et la respiration, au contraire, est une relation exponentielle : alors que la photosynthèse diminue à fortes températures, la respiration continue d'être amplifiée conduisant ainsi à une perte de carbone dans les arbres, qui peut se traduire par un ralentissement de la croissance (Atkinson *et al.* 2007).

Les précipitations, et plus généralement l'humidité, influencent également fortement la physiologie des arbres. L'augmentation de la longueur et de l'intensité des épisodes de sécheresse constitue ainsi une source majeure de mortalité des arbres. Le stress hydrique peut entraîner l'apparition par embolie de bulles de gaz dans les vaisseaux du bois, conduisant à une interruption du transport de l'eau vers les feuilles à destination de la photosynthèse, conduisant à une dessiccation des parties aériennes qui peut être fatale. Les marges de sécurité hydrique des arbres, définies comme la différence entre le potentiel hydrique typique du xylème et le potentiel hydrique de dysfonctionnement, sont relativement faibles et largement indépendantes des régimes de pluie (Anderegg *et al.* 2016). Pour cette raison, une convergence mondiale de la vulnérabilité des forêts à la sécheresse peut être observée (Choat *et al.* 2012), même si l'issue des épisodes de mortalité due à la sécheresse est également déterminée par la dynamique de

508 régénération (Martínez Vilalta et Lloret 2016).

509 Le CO<sub>2</sub> étant l'un des réactifs essentiels de la photosynthèse, l'augmentation de sa concentration conduit  
510 à une plus grande activité photosynthétique, ce qui peut engendrer une croissance accrue, un phéno-  
511 mène souvent appelé l'effet de fertilisation du CO<sub>2</sub>. Cet effet peut s'effectuer de deux manières diffé-  
512 rentes : i) l'augmentation de la concentration interne des feuilles en CO<sub>2</sub>, notamment chez les plantes  
513 avec une photosynthèse en C3 (Leakey *et al.* 2009) ; ii) l'amélioration de l'efficacité hydrique, ou plus  
514 précisément une moindre perte d'eau associée à l'absorption du carbone, notamment chez les plantes  
515 en C4 (Silva et Anand 2013). Les expériences d'enrichissement de l'air libre en CO<sub>2</sub> (FACE, *Free Air CO<sub>2</sub>*  
516 *Enrichment*) montrent que la l'augmentation de la concentration atmosphérique en CO<sub>2</sub> conduit à une  
517 accélération générale de la régénération forestière (Miller *et al.* 2016). Cet effet du CO<sub>2</sub> sur l'activité syn-  
518 thétique n'est pas valable tout le temps et sature à un niveau d'environ 700 ppm (Long *et al.* 2004). En  
519 général, la saturation s'observe à des niveaux moindres, résultant du fait qu'un nutriment, notamment  
520 l'azote et le phosphore, devient limitant.

521 Parce qu'il résulte du cumul d'effets négatifs issus, entre autres de l'augmentation des températures  
522 et de l'amplification des sécheresses, et d'effets positifs, liés entre autres à une augmentation de la  
523 concentration atmosphérique en CO<sub>2</sub> et une amélioration de l'efficacité hydrique, l'impact du chan-  
524 gement climatique sur la dynamique des forêts dans le monde reste ambigu (Schipper *et al.* 2015). En  
525 particulier, comme le souligne le dernier rapport du GIEC, de nombreuses incertitudes demeurent sur  
526 l'ampleur de l'effet de fertilisation du CO<sub>2</sub> par rapport à d'autres impacts du changement climatique  
527 (Settele *et al.* 2014). Les études se heurtent principalement aux multiples interactions existant entre les  
528 différentes variables climatiques. Dans certains cas, les impacts issus de la combinaison de deux per-  
529 turbations peuvent se cumuler, comme le montre le cas des sécheresses caniculaires (*hotter drought*). Il  
530 s'agit d'une recrudescence de sécheresses qui, combinée à une augmentation des températures, entraîne  
531 une mortalité accrue des arbres et favorise l'épuisement des forêts (Allen *et al.* 2015). Dans d'autres  
532 cas, les interactions font intervenir des mécanismes plus complexes au niveau de l'atmosphère ou au ni-  
533 veau de la physiologie des plantes. Ainsi, les réponses des plantes à l'augmentation de la concentration  
534 atmosphérique en CO<sub>2</sub> dépendent, pour l'absorption en CO<sub>2</sub>, de la disponibilité en lumière et de la  
535 couverture nuageuse, et donc de la température et de l'humidité de l'atmosphère (Graham *et al.* 2003).  
536 Dans le même temps, sur le plan physiologique, les économies d'eau que permettent l'augmentation de  
537 la concentration en CO<sub>2</sub> compensent en partie les effets de l'augmentation de température, conduisant  
538 à une meilleure tolérance à la sécheresse (Swann *et al.* 2016). Les impacts des modifications climatiques  
539 dépendent également du stade de développement : ainsi, Ibáñez *et al.* (2017) montrent que l'augmenta-  
540 tion des températures est favorable à la germination mais est défavorable à l'établissement et à la survie  
541 des jeunes pousses, conduisant à des effets contrastés sur le recrutement.

Surtout, les réactions des métabolismes aux modifications climatiques, notamment les effets de seuil et les niveaux de saturation, présentent une grande variabilité entre espèces d'arbres. Au sein d'un peuplement, les arbres sont en compétition pour acquérir les principaux facteurs limitants du métabolisme parmi lesquels la lumière. La tolérance à l'ombrage est l'une des caractéristiques majeures utilisées pour distinguer les stratégies écologiques des espèces d'arbres en forêt. Sur la base de la typologie d'Hawthorne (1995), trois guildes, ou tempéraments, sont ainsi généralement distinguées : les pionnières (P, *pioneers*), les héliophiles non-pionnières (NPLD, *non-pioneer light-demanders*) et les tolérantes à l'ombrage (SB, *shade-bearers*). La tolérance à l'ombrage est souvent liée aux stratégies déployées en réponse au climat telles que la résistance à la sécheresse (Maharjan *et al.* 2011). Ces stratégies résultent généralement de compromis entre acquisition et conservation des ressources (Reich *et al.* 2003, Ouédraogo *et al.* 2013) plutôt qu'à des mécanismes induits par un stress (Chaves *et al.* 2003). Elles sont généralement liées à des traits fonctionnels comme le caractère décidu ou sempervirent (Aerts 1995) ou la forme des feuilles (Wright *et al.* 2004). Ainsi, les espèces d'arbres ayant de faibles densités de bois et de fortes surfaces foliaires présentent un plus grand risque de mortalité face à la sécheresse (Greenwood *et al.* 2017).

### **I.1.3 Particularités et spécificités des forêts tropicales humides face au changement climatique**

Les forêts tropicales peuvent être simplement définies comme les forêts se situant entre les tropiques du Cancer et du Capricorne – et c'est d'ailleurs la définition utilisée par l'Accord international sur les bois tropicaux (AIBT) de 1994 et par l'Organisation Internationale des Bois Tropicaux (OIBT) depuis 1995. Sur la base de la typologie de l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN) distinguant 12 types, les forêts tropicales s'étendaient en 2011 sur 1 180 Mha (Blaser *et al.* 2011). Le type le plus étendue est celui des forêts humides sempervirentes feuillues de plaine (649 Mha), auxquelles appartiennent les forêts d'Afrique centrale que nous étudierons. D'autres forêts tropicales existent en Asie, en Afrique, à Madagascar, en Amérique (Néotropiques) et en Nouvelle-Guinée, où elles constituent des entités écologiques et biogéographiques propres (Corlett et Primack 2006).

Par rapport aux autres types de forêts, les forêts tropicales ont été le plus déforestées entre 2000 et 2010, avec une perte moyenne nette de 7 Mha.an<sup>-1</sup>, essentiellement du fait de l'agriculture, dont les surfaces ont dans le même temps augmenté de 6 Mha.an<sup>-1</sup> (FAO 2016). Ces valeurs, issues des rapports nationaux, sont proches des valeurs de pertes de couvert forestier obtenues par télédétection, estimées à 9.4 Mha.an<sup>-1</sup> (Hansen *et al.* 2013). Le taux de déforestation brute serait, lui, estimé à 11.7 Mha.an<sup>-1</sup> (Tyukavina *et al.* 2015). Outre la déforestation, l'influence de l'homme sur les forêts tropicales se fait ressentir à bien d'autres niveaux de dégradation, impliquant de multiples activités économiques (chasse,



exploitation forestière, agriculture, mines, artificialisation, ...), et participe à un processus de simplification écologique généralisé au niveau mondial (Lewis *et al.* 2015). Les différentes bases de données existantes s'accordent pour estimer que les forêts tropicales sont actuellement une source nette d'émissions de gaz à effet de serre à hauteur d'environ  $1.6 \pm 0.3 \text{ Gt}_{\text{eq}}\text{CO}_2 \cdot \text{an}^{-1}$ , résultant d'une source brute de  $3 \pm 0.3 \text{ Gt}_{\text{eq}}\text{CO}_2 \cdot \text{an}^{-1}$  et d'une absorption de  $-1.6 \pm 0.1 \text{ Gt}_{\text{eq}}\text{CO}_2 \cdot \text{an}^{-1}$  (Baccini *et al.* 2017). Même si, du fait de différences méthodologiques, les estimations désagrégées par secteur et par pays ne sont cependant pas cohérentes d'une base de données à l'autre (Roman Cuesta *et al.* 2016), les émissions proviendraient à 70 % de processus de dégradation ou de perturbation, et à 30 % de déforestation (Baccini *et al.* 2017). À 60 % les émissions proviennent de forêts naturelles, le reste provenant de forêts gérées (Tyukavina *et al.* 2015).

Même si certains impacts du changement climatique sont communs à la majorité des forêts dans le monde, que ce soit en termes de croissance (Shestakova *et al.* 2016, par exemple) ou en termes de mortalité (Allen *et al.* 2015, par exemple), toutes les forêts n'ont pas la même sensibilité au climat. Concernant les forêts tropicales humides, leur éventuelle résilience au changement climatique est controversée (Settele *et al.* 2014). Des exercices récents de modélisation laissent penser que cette résilience serait encore relativement forte (Huntingford *et al.* 2013) et que les forêts tropicales offrent ainsi de nombreuses possibilités pour la migration des espèces (Feeley *et al.* 2012b). D'autres auteurs soulignent au contraire que l'ensemble des facteurs associés au changement climatique conduisent à des impacts négatifs et que les forêts tropicales y sont particulièrement vulnérables (Cusack *et al.* 2016), et que les possibilités de migration sont fortement limitées par l'interdépendance complexe des espèces forestières et l'étroitesse de leurs niches climatiques (Bernier et Schoene 2009, par exemple). Ce statut controversé est en grande partie due à de multiples incertitudes, concernant à la fois de la nature et de la vitesse des modifications des variables climatiques elles-mêmes que de leurs impacts sur la végétation. Ainsi si la majorité des modèles s'accordent sur une augmentation similaire de la température, les projections sur les régimes de précipitation restent encore très différentes, avec quelques exceptions notables comme le Bassin Amazonien qui devrait connaître de moindres précipitations et des épisodes de sécheresse plus longs. De même, l'impact des modifications des variables climatiques – concentration atmosphérique en  $\text{CO}_2$ , température, précipitations – sur la physiologie des arbres et la dynamique des forêts demeure incertain.

Les études physiologiques montrent ainsi que les arbres tropicaux sont déjà très proches des valeurs de température optimales pour leur métabolisme (Way et Oren 2010), et qu'une augmentation même légère de la température atmosphérique peut lourdement affecter la physiologie des feuilles et l'efficacité de la photosynthèse (Corlett 2011). L'augmentation de la concentration atmosphérique en  $\text{CO}_2$  peut avoir des effets positifs sur la physiologie des arbres des forêts tropicales (Lloyd et Farquhar 2008,

Huntingford *et al.* 2013, par exemple), mais ces effets ne se traduisent pas forcément par un gain de croissance ou de biomasse (Körner et Basler 2010, van der Sleen *et al.* 2015).

En réalité, plus que dans d'autres types de forêt, les forêts tropicales sont particulièrement sensibles aux déficits hydriques (Silva *et al.* 2013). L'augmentation avec le changement climatique de la fréquence et de l'intensité des sécheresses et des feux de forêt (Corlett 2016), à laquelle s'ajoute l'ouverture des canopées sous l'effet de l'exploitation forestière ou d'autres changements d'usage (Silvestrini *et al.* 2011) rendent les forêts tropicales plus vulnérables par une mortalité accrue des arbres (Settele *et al.* 2014). Ce phénomène est bien documenté en Amazonie (Nepstad *et al.* 2007, Phillips *et al.* 2009) où l'aggravation projetée des sécheresses (Duffy *et al.* 2015) conduirait à une réduction à long-terme des puits de carbone forestier (Brienen *et al.* 2015). Sur la croissance, les résultats sont contradictoires et varient selon les espèces, les stades de développement et d'autres facteurs environnementaux (Ouedraogo 2011).

La capacité d'adaptation des forêts tropicales humides est extrêmement variable d'une espèce à l'autre. Certaines espèces, comme celles appartenant à des taxons âgés de plusieurs millions d'années et ayant déjà connu un climat plus chaud que celui projeté, pourraient s'adapter assez aisément (Dick *et al.* 2013) tandis que cela serait plus difficile pour d'autres espèces, particulièrement celles sensibles à la température en raison de niches écologiques aux variabilités très limitées (Feeley *et al.* 2012a).

## **I.2 Le climat, un nouvel enjeu pour la gestion durable des forêts**

Tant sur le plan de l'atténuation que sur le plan de l'adaptation, les forêts tropicales sont devenues un élément clef des stratégies mondiales de lutte contre le changement climatique. À la réduction des émissions liées à la déforestation et à la dégradation forestière, perçue comme une priorité pour assurer une transition vers des économies à faibles niveaux d'émissions (Houghton *et al.* 2015), s'ajoute la nécessité d'anticiper et de réduire les risques climatiques sur les forêts (Settele *et al.* 2014). Ce double défi climatique a contribué à renouveler la question de la gestion durable des forêts (GDF), et à repenser les comportements et les choix effectués par les gestionnaires forestiers, notamment sur le plan de l'exploitation forestière (Nelson *et al.* 2016).

### **I.2.1 Exploitation forestière et gestion durable des forêts**

Le rôle que peut jouer l'exploitation forestière dans la GDF est un objet de controverse politique et scientifique sans cesse renouvelé depuis l'émergence des questions environnementales internationales. Dès les premiers travaux, que ce soit ceux de l'Assemblée générale des Nations-Unies pour adopter une Charte de la Nature en 1982, l'appel du G7 à la négociation d'une convention mondiale sur la protection des forêts lors du sommet de Houston, en 1990, ou les négociations du Sommet de la Terre, à Rio de

Janeiro, en 1992, l'exploitation forestière est devenue l'exemple même des tensions entre préoccupations environnementales et contraintes économiques, ou réciproquement entre préoccupations économiques et contraintes environnementales qui sous-tendent la notion de durabilité (Barthod 1993). Appliqué aux forêts tropicales, le débat prend des dimensions géopolitiques et éthiques, opposant les questions de souveraineté nationale et de droit au développement à la volonté de préserver des grands massifs forestiers. Encore très récemment, la presse francophone relayait la polémique qu'a généré l'intention de l'Agence Française de Développement (AFD) de financer un projet de relance de l'exploitation forestière en République Démocratique du Congo (RDC) dans le cadre de l'Initiative pour les forêts d'Afrique centrale (CAFI, *Central African Forests Initiative*), et la levée de boucliers qui s'en suivit de la part des acteurs locaux, des Organisations non-gouvernementales (ONG) et de ministres scandinaves (Caramel 2017b). L'appui par une pétition issue d'écologues forestiers tropicaux (Caramel 2017a) a généré une controverse (Gourlet Fleury *et al.* 2018).

De la même manière qu'il n'existe toujours pas de définition consensuelle et universellement admise de la GDF, la durabilité de l'exploitation forestière est traversée par un schisme entre la vision réductionniste des forestiers-sylviculteurs, selon lesquels la durabilité vise à un rendement soutenu des services de production, et la vision holistique des forestiers-écologistes, selon lesquels la durabilité vise avant tout à conserver l'intégrité et la diversité des écosystèmes forestiers (Hirt 1996). À l'interface de ces deux tendances, la question centrale de la durabilité de l'exploitation forestière tropicale est de pouvoir concilier la production de bois avec la préservation de la biodiversité et des autres services assurés par les forêts (Karsenty et Gourlet-Fleury 2006).

Les tenants d'une vision pessimiste soutiennent que l'exploitation forestière conduisant à des impacts grandissants sur le peuplement (Kammesheidt *et al.* 2001), conduirait à un épuisement progressif de la forêt, espèce après espèce, jusqu'à ce que la valeur du terrain soit plus propice à un usage non forestier (Zimmerman et Kormos 2012).

Pour les tenants d'une vision optimiste, l'exploitation forestière tropicale est une voie médiane entre la déforestation et la protection intégrale dont il convient de valoriser les bonnes pratiques (Putz *et al.* 2012, Sist *et al.* 2014). Dans une méta-analyse pantropicale, Putz *et al.* (2012) montrent que si les volumes de récolte chutent de moitié après la première rotation, le cycle de dégradation craint n'est pas observé et au contraire, les volumes sont maintenus à un niveau constant par la suite, de même que les stocks de carbone et la biodiversité. En s'appuyant sur la théorie de la perturbation intermédiaire (Connell 1978), certains mettent même en avant un rôle positif de l'exploitation sur le peuplement forestier, permettant d'accroître les niveaux de diversité (Bongers *et al.* 2009, Molino et Sabatier 2001), bien que cette théorie soit de plus en plus contestée (Fox 2013). Plus généralement, l'exploitation forestière, en permettant d'assurer une vocation forestière, notamment en termes de services et de biodiversité,

constituerait la deuxième meilleure alternative aux forêts naturelles, à un coût d'opportunité nettement moindre qu'une protection intégrale (Edwards *et al.* 2014).

L'opposition peut cependant être résolue en considérant l'hétérogénéité des types d'exploitation (Chaudhary *et al.* 2016), dont l'importance des dégâts occasionnés sur les peuplements forestiers est très variable, en fonction notamment de l'intensité de coupe (Martin *et al.* 2015, pour une méta-analyse) et du caractère légal et planifié de l'exploitation. Plus l'intensité de coupe est élevée, plus le peuplement forestier est endommagé. Passé un certain niveau, une dynamique d'épuisement s'enclenche du fait d'une dégradation de la reconstitution des espèces exploitées soit de manière directe, par un prélèvement excessif des arbres semenciers et d'une destruction accrue des plantules et des tiges d'avenir, soit de manière indirecte par une ouverture trop importante du couvert forestier entraînant des changements floristiques et une sensibilité accrue au feu (Zimmerman et Kormos 2012). L'importance des feux de forêt consécutifs à une exploitation trop intensive a notamment été mise en évidence en Amazonie (Nepstad *et al.* 1999). Des effets de seuil caractérisent également la relation négative liant l'intensité de coupe à la biodiversité (Burivalova *et al.* 2014). L'exploitation sélective non contrôlée, effectuée par des personnels ni entraînés ni encadrés conduirait à des dommages environ deux fois plus importants sur les forêts que ceux occasionnés par une exploitation planifiée et effectuée par des personnels compétents et encadrés (Sasaki et Putz 2009).

## **I.2.2 La gestion forestière face au risque climatique**

Le changement climatique, par ses impacts, est une source de risque supplémentaire pour les forêts et les filières en dépendant et l'adaptation est devenue un nouvel aspect de durabilité de la gestion forestière (Schoene et Bernier 2012). La GDF doit désormais intégrer des éléments de compréhension et de projection des effets du climat sur les forêts, les industries et le comportement des acteurs (Innes *et al.* 2009, Keenan 2015).

La vision équivoque du rôle de l'exploitation forestière se retrouve dans les débats sur les volets forestiers de la lutte contre le changement climatique : l'exploitation forestière est à la fois considérée comme une partie du problème en étant une source d'émissions, et une partie de la solution pour l'atténuation et l'adaptation, dès lors que l'exploitation s'intègre dans un cadre de GDF (Sasaki *et al.* 2016). Cette équivocité reflète en partie la complexité de la notion de dégradation forestière (Ghazoul *et al.* 2015), dont la définition dépend des choix pris sur les niveaux de référence, les pas de temps considérés, la prise en compte d'effets de seuil dans la modification du peuplement forestier et toute autre variable forestière mobilisée.

Outre l'atténuation, l'adaptation au changement climatique est également l'occasion de promouvoir l'intérêt de la GDF. La majorité des études publiées sur le lien entre forêts et changement climatique continuent de se concentrer sur la vulnérabilité et les impacts. Leur évaluation reste un défi, les mécanismes sous-jacents ne pouvant que rarement être observés directement (Bettinger *et al.* 2013, Sharma *et al.* 2013) et le cadre d'analyse devant être élargi à d'autres secteurs que le seul secteur forestier, tels que les secteurs de l'agriculture, de l'énergie ou de l'eau (Sonwa *et al.* 2012). Le dernier rapport du GIEC distingue deux types d'adaptation pour les écosystèmes terrestres (Settele *et al.* 2014) : l'adaptation autonome par les écosystèmes, y compris leurs composantes humaines, qui peut s'effectuer sans intervention extérieure ; et l'adaptation assistée par l'homme, impliquant une intervention délibérée. L'adaptation autonome comprend les changements de phénologie des espèces, les réponses évolutives et génétiques et les migrations d'espèces. L'adaptation assistée par l'homme comprend la réduction des stress environnementaux et la restauration des écosystèmes dégradés, la création d'aires protégées, la gestion des paysages et les migrations assistées. Ces différents types d'action, sans que cette classification soit reprise explicitement, se retrouvent dans les premières analyses scientifiques sur les actions d'adaptation forestière et leur application potentielle aux différents types d'écosystèmes forestiers (Keenan 2015, par exemple). Les mesures d'adaptation reposent souvent sur une augmentation de la complexité des systèmes de gestion (Milad *et al.* 2013).

Atténuation et adaptation sont souvent avancées de pair pour la GDF, car en réduisant la vulnérabilité des forêts au changement climatique, la GDF contribue à maintenir les peuplements forestiers y compris les stocks de carbone séquestrés en forêt. La synergie entre adaptation et atténuation, quasiment systématiquement mise en avant (Ravindranath 2007, par exemple) doit cependant être nuancée au regard des compromis pouvant exister entre les deux optiques. Comme le souligne Locatelli *et al.* (2015), certaines mesures d'adaptation en gestion forestière, telles que la réduction des durées de rotation, ou la lutte contre les feux de forêts, peuvent entraîner une augmentation des émissions, tandis que certaines mesures d'atténuation, telles que les plantations forestières, peuvent entraîner des effets collatéraux néfastes en termes d'adaptation. Les actions d'adaptation peuvent être en réaction à des changements de conditions ou des interventions anticipant les changements futurs. Bien que de nature très variée, elles impliquent souvent une intensification des pratiques sylvicoles, comme les éclaircies, par exemple lorsqu'il s'agit d'améliorer la tolérance d'un peuplement à la sécheresse (Kerhoulas *et al.* 2013). Dans les forêts tropicales, le développement des techniques d'adaptation semble moins avancé que pour les forêts tempérées ou boréales. Une explication serait que les gestionnaires forestiers estiment que le changement climatique est une menace moins urgente à gérer pour les forêts naturelles ou plantées que les défrichements sauvages ou l'exploitation illégale (Guariguata *et al.* 2012).

## I.3 Les enjeux de durabilité des filières forêt-bois en Afrique centrale

### I.3.1 Importance des forêts et des filières forêts-bois en Afrique centrale

Les forêts d'Afrique centrale constituent le deuxième plus grand massif forestier tropical après l'Amazonie et s'étendent de la côte atlantique à l'ouest, jusqu'aux montagnes du rift albertin à l'est. D'après le dernier *État des forêts du bassin du Congo* (Marquant *et al.* 2015), les forêts denses humides d'Afrique centrale s'étendent sur 171 Mha, soit 48 % des surfaces des pays de la Commission des forêts d'Afrique centrale (COMIFAC), hors Tchad) et 70 % des forêts de l'ensemble du continent africain.

60 millions de personnes dépendent directement de ces forêts pour leurs moyens de subsistance, dont plus de 150 groupes ethniques différents (Secrétariat de la CDB et COMIFAC 2009). Il convient également de prendre en compte les 40 millions de personnes vivant dans les centres urbains mais dont les régimes alimentaires restent basés sur les produits issus des forêts (Nasi *et al.* 2012). Les hommes occupent et utilisent ces forêts depuis au moins 50 000 ans (Oslisly *et al.* 2013).

Les forêts d'Afrique centrale hébergent une très grande biodiversité, les forêts de basse altitude étant constituées de plus de 20 000 espèces de plantes supérieures, dont 8 000 sont endémiques (Slik *et al.* 2015). Les principales familles d'espèces d'arbres sont les Malvacées, les Méliacées, les Sapotacées et les Ulmacées (White 1983, Harris 2002). La composition spécifique est principalement déterminée par un gradient de précipitations, et dans une moindre mesure, par un gradient de température (Amissah *et al.* 2014, Fayolle *et al.* 2014). Trois régions biogéographiques peuvent être distinguées – la région côtière atlantique, la région congolaise et la région afro-montagnarde – et regroupent 32 écorégions, plus ou moins exposées aux pressions anthropiques et plus ou moins bien préservées par un réseau de 45 Mha d'aires protégées, soit environ 10 % des territoires nationaux (Marquant *et al.* 2015).

Les forêts d'Afrique centrale représentent 10 à 20 % du stock de carbone végétal mondial, soit environ 200 Gt<sub>eq</sub>CO<sub>2</sub>, dont 65 % dans les forêts denses humides, qui peuvent stocker jusqu'à 730 t<sub>eq</sub>CO<sub>2</sub>.ha<sup>-1</sup> (Megevand 2013, Marquant *et al.* 2015).

Les taux de déforestation dans les pays d'Afrique centrale sont parmi les plus faibles des forêts tropicales mondiales : sur la base d'images satellites Landsat, les taux de déforestation brute sont estimés à 0,19 % par an entre 1990 et 2000 et 0,11 % par an entre 2000 et 2010 et les taux de déforestation nette à 0,16 et 0,10 % par an respectivement (Mayaux *et al.* 2013). Bien que plus difficile à mesurer par télédétection, du fait notamment d'une couverture nuageuse persistante, les taux de dégradation forestière seraient également très faibles (Ernst *et al.* 2013) : 0,05 % par an entre 1990 et 2000 et 0,09 %

entre 2000 et 2005. Les principaux moteurs de la déforestation en Afrique centrale sont l'agriculture sur brûlis, l'exploitation artisanale du bois d'œuvre, la carbonisation artisanale et la collecte de bois de feu (Desclée *et al.* 2014). Jusqu'à présent, l'agriculture industrielle et le secteur minier n'ont pas eu d'impact fort de déforestation. Les activités d'exploitation forestière entraînent une dégradation des forêts plutôt qu'une déforestation, mais contrairement aux autres régions tropicales, n'impliquent pas de transition vers un autre usage des terres (Megevand 2013).

Les faibles taux de déforestation et de dégradation en Afrique centrale résultent principalement d'une protection passive combinant différents facteurs : faibles densités de population, instabilité politique, manque d'infrastructures et climat d'affaires peu propice à des investissements de long-terme (Megevand 2013). Néanmoins, les programmes politiques définis par les États de la région visant l'émergence économique en 2025, l'augmentation du prix des matières premières sur le marché international et l'amélioration de la situation sociale et politique pourraient conduire à augmenter les taux de déforestation et de dégradation forestière dans les prochaines années (Marquant *et al.* 2015).

L'exploitation forestière industrielle a connu une forte expansion en Afrique centrale (Laporte *et al.* 2007) et les surfaces concédées atteignent désormais 50 Mha (Bayol *et al.* 2014). La récolte annuelle du secteur formel est d'environ 16 Mm<sup>3</sup>, soit 1 % de la production mondiale, permettant une production de 5 Mm<sup>3</sup> équivalent grumes, soit 0,3 % de la production mondiale (Bayol *et al.* 2014). Si, historiquement, cette production était principalement destinée à l'export vers les pays européens, désormais, les pays asiatiques, et notamment la Chine (Kaplinsky *et al.* 2011, Putzel *et al.* 2011), sont en train de prendre le relais et représentent déjà plus de 50 % du marché, le marché interafricain ne représentant que 10 % des volumes exportés. L'entrée en vigueur de l'arrêt de l'exportation du bois sous forme de grume du Gabon de 2009 a stoppé l'export de 2 Mm<sup>3</sup>, en partie compensé par une augmentation de 0,5 Mm<sup>3</sup> des autres pays de la région. La crise financière de 2008 a eu un fort impact sur le secteur en entraînant une baisse d'un tiers de l'exportation et de la production (Karsenty *et al.* 2010), qui ne commence à retrouver son niveau de production que depuis les années 2015. Le secteur artisanal, communautaire ou individuel représente une récolte du même ordre de grandeur. Longtemps négligée, elle est de plus en plus reconnue comme un élément majeur des filières forêts-bois en Afrique centrale (Lescuyer *et al.* 2016).

Historiquement, le secteur forestier a joué un rôle important dans l'économie des pays d'Afrique centrale mais connaît depuis les années 2000 une forte perte d'intérêt politique (Karsenty 2016a). Plusieurs explications peuvent être avancées à ce constat, à commencer par les sévères réformes politiques et institutionnelles, notamment dans le cadre des politiques d'ajustement structurel (Topa 2010, au Cameroun). L'essor du secteur pétrolier a par ailleurs, entraîné une forte diminution de la contribution

relative du secteur forestier à l'économie (Megevand 2013). L'augmentation de revenus issus de l'exportation du pétrole a également contribué à réduire la compétitivité des produits bois, devenus plus chers que les autres pays avec l'appréciation de la monnaie du pays, un effet connu sous le nom de syndrome hollandais (Wunder 2005). Même si le secteur demeure un pourvoyeur majeur d'emplois en zone forestière rurale et représente 50 000 emplois temps-plein (Megevand 2013) et que de nombreux défis restent à relever en termes de politique industrielle et d'arrangements institutionnels (Alemagi 2011, Alemagi et Nukpezah 2012), la croissance économique et la priorité politique sont maintenant accordées à d'autres secteurs, tels que le secteur minier ou celui de l'agriculture industrielle (Karsenty 2016a).

### **I.3.2 La concession forestière, de l'exploitation du bois d'œuvre à la gestion intégrée des forêts**

En Afrique centrale, les forêts de production sont la propriété des États. Du fait d'une part, de la difficulté d'accès et de la grande superficie des massifs forestiers, et d'autre part, du manque de moyens humains et financiers des administrations publiques, ces forêts sont généralement gérées selon un régime de concession associant des investisseurs privés, notamment industriels, sous une régulation publique (Karsenty *et al.* 2008). La mise en place progressive de la gestion durable des forêts s'est traduite par l'adoption de nouvelles législations forestières et la réalisation de plans d'aménagement amenant à réformer les pratiques d'exploitation des concessions forestières (Karsenty 2016b). Depuis le projet d'aménagement pilote intégré (API) de Dimako, en 1993 (Durrieu De Madron *et al.* 1998), 25 Mha de concessions industrielles ont été aménagées, soit la moitié des surfaces forestières concédées à l'échelle de la sous-région (OFAC 2016). Volontiers qualifié de durable, l'aménagement vise à remplacer l'exploitation forestière de type « minier », prélevant la ressource disponible sans aucune planification préalable par un « modèle économique et écologique et de délégation partielle de gouvernance aux sociétés forestières » (Bayol *et al.* 2012; 2014).

Les concessions forestières en Afrique centrale correspondent à une réalité diverse avec de nombreuses sources d'hétérogénéité parmi lesquelles l'âge, la taille, l'origine des capitaux, le marché visé et finalement différentes stratégies d'exploitation (Ruiz Pérez *et al.* 2005). Par rapport aux autres types de permis et de concession, les concessions industrielles se distinguent par leur grande taille de surface concédée et une durée de concession élevée. Historiquement, deux périodes d'exploitation peuvent être différenciées, avec une première phase de grandes concessions industrielles à capitaux étrangers orientées vers l'export puis une seconde phase de concessions nationales sur des moindres surfaces. Ces deux phases conduisent à la situation actuelle où coexistent les deux types de concessions industrielles. L'évolution des capitaux étrangers au cours du temps est marquée par plusieurs phases : historique-



ment dominé par des compagnies européennes, notamment françaises, le secteur a été investi par des compagnies moyen-orientales, notamment libanaises à la fin des années 1980, puis par des compagnies asiatiques dans les années 1990, notamment chinoises à partir de 1998. Si des différences dans la demande peuvent être observées en fonction de la nationalité des capitaux, les entreprises chinoises étant par exemple, plus intéressées par les grumes et plus ouvertes à élargir la gamme d'espèces exploitées, ce sont surtout les conditions de marché et la qualité des cadres de régulation qui déterminent le comportement des concessions forestières bien plus que la nationalité des capitaux (Cerutti *et al.* 2011, pour le Cameroun).

L'exploitation des espèces dépend d'effets combinés de la demande des marchés et de l'abondance dans les concessions. Si à l'échelle de la région, 35 espèces sont exploitées, 2 d'entre elles sont dominantes : l'okoumé (*Aucoumea klaineana* Pierre) et le sapelli (*Entandrophragma cylindricum* (Sprague) Sprague & Hoyle), couvraient chacun environ 30 % des volumes produits en 2005 (Ruiz Pérez *et al.* 2005). 5 autres espèces d'importance commerciale peuvent également être mentionnées : l'ayous (*Triplochiton scleroxylon* K. Schum.), l'iroko (*Milicia excelsa* (Welw.) C.C. Berg.), le sipo (*Entandrophragma utile* Sprague), le padouk (*Pterocarpus soyauxii* Taub.) et le moabi (*Baillonella toxisperma* Pierre). Ces espèces sont inégalement réparties dans la région, avec un patron de dominance allant d'une ultra-dominance de l'okoumé au Gabon à une forte dominance du sapelli en République Centrafricaine (RCA).

Sur une concession, après une phase d'inventaire forestier, les plans d'aménagement déterminent différents blocs forestiers, ou séries, aux usages et objectifs distincts<sup>1</sup>. Jusqu'à 5 séries peuvent généralement être distinguées : la série de production a pour vocation la production soutenue de bois d'œuvre et est ouverte à une exploitation forestière régulée ; la série de conservation a pour vocation d'assurer la pérennité des espèces forestières et de garantir le maintien des éléments constitutifs de la biodiversité ; la série de protection est destinée à protéger les sols fragiles, les sources d'eau, les zones marécageuses et autres ressources naturelles ou culturelles associées ; la série de développement communautaire réserve des surfaces, forestières ou non, autour des villages pour leur développement économique ; la série de recherche est destinée au développement des connaissances forestières par des observations de terrain ou des expérimentations.

Ces différentes séries permettent de concilier les enjeux économiques et environnementaux de durabilité de plusieurs manières. Sur le plan économique, la démarche de l'aménagement-concession, pour reprendre la terminologie de Fargeot *et al.* (2004), repose sur l'association à long-terme d'une concession forestière et d'un outil industriel correctement dimensionné au potentiel forestier. La série de production est une garantie d'approvisionnement permettant à l'exploitant d'effectuer les lourds investisse-

---

1. exemple pour le Congo, de l'arrêté n° 5053 MEF/CAB du 19 juin 2007 définissant les Directives nationales d'aménagement durable des concessions forestières

867 ments industriels nécessaires à l'ouverture et l'équipement des massifs forestiers en routes et autres  
868 infrastructures. Ces investissements, en retour, sont une certaine garantie de maintien de l'activité pour  
869 l'État. Sur les autres séries, l'aménagement permet de concilier l'activité d'exploitation avec les autres  
870 usages économiques, notamment la production de Produits Forestiers Non Ligneux (PFNL), une source  
871 importante de nourriture et de revenus pour les populations locales (Guariguata *et al.* 2010, Snook *et al.*  
872 2015, Noutcheu *et al.* 2016), même si des améliorations dans la conciliation des usages pourraient être  
873 apportées (Rist *et al.* 2012). L'aménagement-concession prend ainsi en compte les particularités de la  
874 sous-région : importance des ressources forestières, insuffisance des infrastructures, faiblesse de la den-  
875 sité de populations, volonté politique de développer l'industrie de transformation du bois.

876 Sur le plan environnemental, les séries de conservation et de protection permettent d'écarter les zones  
877 sensibles ou d'intérêt écologique des surfaces exploitées. Sur la série de production, de manière à assu-  
878 rer la rentabilité de l'exploitation tout en permettant une reconstitution satisfaisante du peuplement  
879 forestier, l'aménagement détermine 3 paramètres (Fargeot *et al.* 2004) : la liste des espèces exploitées, la  
880 durée de rotation et les diamètres minimaux d'aménagement (DMA).

881 Les premières espèces à être exploitées seront les espèces présentant des qualités technologiques sa-  
882 tisfaisantes, avec une demande bien établie et une abondance suffisante et homogène pour amortir les  
883 investissements industriels ou d'accès aux marchés. La première rotation se concentre généralement sur  
884 une dizaine d'espèces. Dans les rotations ultérieures, d'autres espèces dites secondaires ou de promotion  
885 peuvent être ajoutées à la liste des espèces exploitées.

886 La durée de rotation est le temps moyen séparant deux passages de l'exploitation sur une même assiette  
887 annuelle de coupe (AAC). La durée de rotation doit être compatible avec la durée d'aménagement et  
888 avec la durée d'amortissement physique des équipements de transformation, soit environ 20 à 25 ans  
889 (Fargeot *et al.* 2004).

890 Les DMA sont déterminés par le plan d'aménagement de manière à assurer un taux minimal de recons-  
891 titution des espèces aménagées, compte-tenu de la durée de rotation et de la structure diamétrique de  
892 chaque espèce. Sur le plan biologique, les DMA doivent être supérieurs aux diamètres à partir desquels  
893 les arbres fructifient. Sur le plan réglementaire, les DMA ne doivent pas être inférieurs aux diamètres  
894 minimaux d'exploitabilité (DME).

895 Pour certains, dont Putz *et al.* (2012), ces dispositions environnementales permettraient à l'aména-  
896 gement des concessions forestières de générer des résultats environnementaux positifs grâce également  
897 à un contrôle accru des surfaces forestières. Ce phénomène, bien décrit pour d'autres concessions non  
898 forestières, telle que la concession pétrolière de Rabi, au Gabon (Laurance *et al.* 2006), permettrait aux  
899 concessions forestières aménagées d'étendre et de contribuer à l'efficacité des zones de de conservation  
900 (Clark *et al.* 2009, Bruggeman *et al.* 2015). Les dispositions de Responsabilité Sociale et Environnemen-

901 tale (RSE) permettent de renforcer ces dispositions, notamment en incitant les entreprises à considérer  
902 leur image auprès de l'opinion internationale ou des consommateurs.

903 Pour autant, la garantie de durabilité qu'apporterait l'aménagement forestier reste un sujet de contro-  
904 verse. Si certaines critiques se limitent à souligner les manquements dans la mise en œuvre de l'aména-  
905 gement forestier dans les pays, d'autres sont plus radicales et portent sur l'insuffisance voire l'invalidité  
906 du modèle même d'aménagement des forêts tropicales (Nasi et Frost 2009).

907 Dans les évaluations de l'OIBT sur les forêts tropicales dans toute l'Afrique (pas seulement les forêts  
908 d'Afrique centrale), la superficie du Domaine forestier permanent (DFP) de production soumise à des  
909 plans d'aménagement reste beaucoup plus importante que celle considérée comme étant sous GDF :  
910 en 2011, sur un total de 68,2 Mha de forêts de production, 28 Mha étaient sous plan d'aménagement,  
911 mais seules 6,56 Mha étaient considérées sous gestion durable (Blaser *et al.* 2011). Une partie de ces  
912 différences peut s'expliquer par un biais d'information résultant du décalage entre la déclaration admi-  
913 nistrative d'un aménagement durable et sa traduction concrète sur le terrain. Autrement dit, les surfaces  
914 considérées sous GDF devant être au préalable notifiées comme telles par les États.

915 La garantie apportée par l'aménagement sur la durabilité de l'exploitation forestière est également limi-  
916 tée par des défauts de législation : Cerutti *et al.* (2008) rapporte ainsi le cas du Cameroun, où certaines  
917 entreprises forestières parviennent en jouant sur les dispositions relatives aux listes d'espèces exploitées,  
918 à concentrer les contraintes environnementales sur des espèces qui ne seront finalement pas exploitées,  
919 pour les relâcher sur les espèces véritablement objectifs.

920 Parmi les critiques sur le modèle même de l'aménagement, l'une des principales porte sur l'inadéquation  
921 de l'horizon de temps considéré. Celui-ci ne couvre en effet qu'une seule durée de rotation, et ne  
922 permet pas de prendre en compte les dynamiques à plus long-terme des forêts naturelles. En considé-  
923 rant une structure d'exploitation stationnaire dans le temps, pour une seule espèce supposée nécessaire  
924 à la rentabilisation de l'exploitation, il serait nécessaire de réduire d'un quart à la moitié les intensités  
925 de récolte initiales pour maintenir un niveau de prélèvement stable sur plusieurs rotations successives  
926 (Karsenty et Gourlet-Fleury 2006). Les premières rotations bénéficient en effet d'une « générosité de la  
927 nature » (Pinchot 1910), ou d'un bonus de forêt primaire (Poore 2010, Putz *et al.* 2012), résultant de  
928 l'accumulation de matière ligneuse sur une durée qui excède largement la durée de rotation. Ce bonus  
929 ne saurait être reconstitué à des échelles de temps compatibles avec l'activité humaine. D'un point de  
930 vue économique, c'est ce bonus, constitué d'arbres de gros diamètres particulièrement rémunérateurs,  
931 qui permet de compenser les lourds coûts d'ouverture et d'équipement des massifs forestiers et justi-  
932 fie le concept d'aménagement-concession (Fargeot *et al.* 2004). L'inadéquation temporelle des décisions  
933 d'aménagement affecte également la gestion des routes forestières, qui est là-aussi menée à l'échelle  
934 d'une seule rotation (Kleinschroth *et al.* 2016, Kleinschroth 2016).

Ce qui advient de l'exploitation forestière, et du peuplement, après la première rotation est une question ouverte, sans consensus. Zimmerman et Kormos (2012) estiment qu'une fois les premiers investissements effectués, l'exploitation d'autres espèces et qualités devient rentable ce qui pourrait conduire à une augmentation progressive de l'intensité de coupe, enclenchant ainsi un cycle de dégradation successive, préalable à une éventuelle déforestation. Si la première partie du raisonnement est indéniable et qu'effectivement, l'exploitation des forêts secondarisées ne nécessite pas les mêmes moyens financiers ou techniques que les forêts primaires, ce qui irait dans le sens d'augmenter l'intensité de coupe, les arbres récoltés après la première rotation sont cependant moins rémunérateurs qu'en première rotation, du fait de la disparition progressive du bonus de forêt primaire, ce qui irait dans le sens de limiter l'intensité de coupe. Cela dépend aussi de la diversité du peuplement et de la sélectivité initiale des coupes, ainsi que de l'évolution des marchés et des technologies.

### I.3.3 La question climatique dans le contexte des filières forêt-bois africaines

La contribution des pays d'Afrique aux émissions mondiales est très faible et ne s'élève qu'à 4 %. Il s'agit principalement d'émissions provenant du secteur « Agriculture, forêts et autres usages des terres » (AFOLU, *Agriculture, Forestry and Other Land Use*), 26 % des émissions étant liées à l'agriculture, 35 % au secteur « Usage des terres, changement d'affectation des terres et forêts » (LULUCF, *Land Use, Land-Use Change and Forestry*), y compris la déforestation (Eba'a Atyi *et al.* 2015), le reste des émissions provenant des autres secteurs d'activité. La lutte contre le changement climatique en Afrique centrale est donc essentiellement une question liée au secteur forestier. Concernant la connaissance des émissions du secteur, celle-ci est de mieux en mieux documentée au cours des ans. Si la majorité des études se concentrent sur le compartiment de la biomasse aérienne (Blanc *et al.* 2009, Gourlet Fleury *et al.* 2013), les autres compartiments carbone commencent également à être étudiés, notamment les sols (Chiti *et al.* 2016). Sur le plan des mesures politiques, elles sont de trois types : la gestion forestière, l'amélioration de la gouvernance forestière et l'engagement dans la Réduction des émissions liées à la déforestation et à la dégradation forestière, incluant la conservation, la gestion forestière durable et l'augmentation des stocks de carbone forestier (REDD+).

Les politiques d'aménagement et de GDF menées depuis les années 1990 ont bel et bien conduits à réduire l'impact carbone de l'exploitation forestière et ce à un coût acceptable et supportable par les exploitants (Cerutti *et al.* 2017). L'adoption de techniques de gestion forestière améliorée (IFM, *Improved Forest Management*) est promue comme une stratégie clef pour réduire encore l'impact résiduel sur les stocks de carbone (Sonwa *et al.* 2011). Concernant les projets de carbone forestier, ceux-ci sont restés longtemps méconnus en Afrique centrale. Encore maintenant, il n'existe qu'une petite poignée de projets (Simonet *et al.* 2016), dont les plus connus sont le projet Nord-Pikounda au Congo (Strebel et Duval

2013), le projet Maï-Ndombe en Rdc (Freund *et al.* 2012) et le projet Ngoyla-Mintom au Cameroun (Acworth 2012). Ces dernières années, plusieurs projets et initiatives ont été promus notamment pour sensibiliser les concessionnaires forestiers aux enjeux d'atténuation de l'exploitation forestière, tels que le projet d'Appui à la gestion durable des forêts du Bassin du Congo et du Bassin Amazonien brésilien (FORAFAMA) qui a apporté de premiers éléments d'analyse sur le potentiel des activités REDD+ pour les concessionnaires forestiers (Hirsh *et al.* 2013, TERE 2013). Quelques travaux se sont également concentrés sur les coûts et la faisabilité économiques de ces projets, notamment au Gabon (Medjibe et Putz 2012, Ndjondo *et al.* 2014). Ces projets souffrent cependant de plusieurs limites. Un problème d'efficacité est mis en avant par Rossi *et al.* (2017), qui montrent que les projets IFM basés sur une réduction volontaire de prélèvement ne conduisent pas à améliorer les pratiques mais plutôt à choisir exclusivement entre l'exploitation du bois ou une mise en conservation où seul le carbone est valorisé. Un autre problème porte sur l'additionnalité : les entreprises forestières s'engageant volontairement à ne pas exploiter certaines surfaces peuvent être incitées à demander des compensations non fondées car les zones proposées sont souvent les moins rentables ou les moins exploitables (Karsenty *et al.* 2012).

Concernant la gouvernance forestière, la mise en place de stratégies efficaces d'atténuation passe par un renforcement des dispositifs institutionnels existants. Outre le fait d'améliorer l'information sur les émissions et les absorptions de gaz à effet de serre, l'enjeu est surtout d'améliorer la gestion des risques de fuite et de non-permanence (Eba'a Atyi *et al.* 2015). Dans cette perspective, une possibilité serait de s'appuyer et d'établir des interactions avec le renforcement institutionnel déjà prévu et financé pour la lutte contre le bois illégal (Daviet 2009, Ochieng *et al.* 2013).

Concernant REDD+, les pays d'Afrique centrale, bien que tous engagés dans le processus, se trouvent à différentes étapes de sa mise en œuvre (Sanz et Penman 2016). Conséquence de la plus grande difficulté de suivi, le traitement de la dégradation forestière dans REDD+ est moins avancé que la déforestation et reste un objet de recherches (Mertz *et al.* 2012). Plus qu'un instrument incitatif visant à réduire les émissions, REDD+ est souvent considéré en Afrique centrale comme un instrument plus complet, dont les multiples co-bénéfices peuvent également être utiles pour atteindre d'autres objectifs de développement et d'aménagement des territoires (Mbatia 2015).

L'Afrique est considérée comme l'un des continents les plus vulnérables au changement climatique du fait d'une forte exposition aux impacts du climat et de faibles capacités d'adaptation (Niang *et al.* 2014). Les forêts d'Afrique centrale connaissent depuis les années 1970 une tendance à l'assèchement avec des épisodes de fort déficit hydrique (Malhi et Wright 2004). L'origine de cette tendance pourrait être climatique, liée à une altération de la température des eaux de surface de l'Atlantique (Folland *et al.* 1986) ou de l'océan Indien (Hua *et al.* 2016). Toutefois, une part des changements de composition

1001 floristique observés serait d'origine anthropique, du fait de perturbations anciennes (Brncic *et al.* 2007)  
1002 ou des feux de forêt contemporains (Diem *et al.* 2014).

1003 Si les politiques forêt-climat des pays d'Afrique centrale restent encore largement dominées par la  
1004 question de l'atténuation du fait du fort intérêt suscité par REDD+, les enjeux de l'adaptation com-  
1005 mencent à être de plus en plus pris en compte (Somorin *et al.* 2012). Les liens entre forêt et adaptation  
1006 sont doubles (Bele *et al.* 2015) : d'un côté, les forêts contribuent à l'adaptation des économies, via notam-  
1007 ment la fonction de filets de sécurité assurés par les PFNL (Nkem *et al.* 2010) ; d'un autre côté, l'adap-  
1008 tation des pratiques de gestion forestière doit assurer la pérennité des forêts et la GDF est à nouveau  
1009 une des principales mesures avancées dans cette perspective. Les réflexions menées sur l'adaptation se  
1010 concentrent pour l'instant sur les processus institutionnels, le renforcement de capacité et la coordina-  
1011 tion des réseaux d'acteurs (Eba'a Atyi *et al.* 2015), notamment entre les ministères et les autres agences  
1012 des États et les acteurs non-étatiques (Chia *et al.* 2015). La dynamique institutionnelle se traduit no-  
1013 tamment dans les exercices de rapportages internationaux sur le climat, que ce soit les communications  
1014 nationales (NC, *National Communications*) ou les Programmes d'action nationaux d'adaptation (PANA).

## Structure de la thèse

Simuler et anticiper les impacts du changement climatique sur la durabilité de l'exploitation forestière en Afrique centrale revient avant tout à comprendre et à démêler les échevaux d'interactions noués entre des forêts, un climat et des exploitants bien spécifiques à cette région du monde. Les premiers éléments de ce chapitre I d'introduction permettent d'identifier différentes sources de complexité que la thèse proposée met en résonance pour tisser un cadre d'étude et d'analyse interdisciplinaire basé sur la modélisation et orienté vers l'aide à la décision. Cette construction sera progressive et s'échelonnnera sur 4 chapitres avant un dernier chapitre de conclusion. Articulés les uns aux autres dans une logique d'emboîtement, les chapitres reprennent les éléments de méthodologie développés dans les chapitres précédents et les complètent en abordant à chaque fois une nouvelle dimension du sujet.

Les éléments introductifs soulignent que la principale source de complexité des forêts tropicales est leur grande biodiversité, avec notamment une forte abondance d'espèces rares. Chaque hectare de forêt tropicale peut ainsi abriter plusieurs centaines d'espèces d'arbres, la plupart n'étant représentées que par une poignée d'individus, quand ce n'est pas par un seul individu. Il n'y a en conséquence qu'une quantité d'information très limitée pour ces espèces rendant délicate l'élaboration d'un modèle de dynamique forestière fiable et robuste. Résoudre cette difficulté est l'objet du chapitre II, constitué d'un article en coauteur publié dans la revue *Environmetrics*. Cet article introduit et décrit le fonctionnement des mélanges de modèles matriciels non-homogènes (MIMM, *mixtures of inhomogeneous matrix models*), une nouvelle méthodologie pour modéliser la dynamique des forêts tropicales et d'autres écosystèmes riches en espèces, et présente le dispositif expérimental de M'Baïki, en République Centrafricaine (RCA), dont sont issues toutes les données forestières mobilisées. Ce modèle et sa calibration issue des forêts de M'Baïki constituent la base fondamentale de l'ensemble des travaux de projection élaborés dans cette thèse.

Les éléments introductifs montrent que cette diversité des espèces d'arbres est en partie à l'origine de la complexité des relations entre les forêts tropicales et le climat : à la diversité des espèces d'arbres, répond une semblable diversité des réponses spécifiques au changement climatique. Projeter les impacts du changement climatique sur la dynamique des forêts d'Afrique centrale est l'objet du chapitre III. Ce chapitre est constitué d'un article en cours de soumission dans la revue *Environmental Research Letters*. Cet article reprend la méthodologie des MIMM en y intégrant des variables climatiques, issues des projections régionales du CORDEX-Africa. La projection de l'évolution au cours du temps de la dynamique des forêts de M'Baïki, sous différents scénarios climatiques, permet d'analyser et de discuter l'impact projeté du changement climatique sur la structure, la dynamique et la composition des forêts de M'Baïki.

En lien avec l'une des principales caractéristiques des forêts d'Afrique centrale vues dans ces éléments introductifs, le chapitre IV entre pleinement dans un cadre interdisciplinaire en déployant une analyse économique et écologique du devenir des forêts tropicales exploitées face au changement climatique. Le modèle de dynamique forestière sous changement climatique, développé aux chapitres précédents, et couplé à un modèle économique de concession forestière aménagée. L'élaboration et la calibration de ce modèle économique ont été rendus possibles grâce à un partenariat avec deux concessionnaires forestiers d'Afrique centrale, le groupe Rougier et le groupe Pallisco-CIFM. Les interactions liant le comportement de la forêt et le comportement de l'exploitant sont démêlées grâce à une formalisation des règles d'aménagement et une endogénéisation des choix d'exploitation et de transformation du concessionnaire. Le fonctionnement d'une forêt tropicale exploitée sous aménagement est alors projeté d'ici la fin du siècle et ce, pour différents cas contrastés de concession forestière selon leur distance au port et leur superficie. À travers ce modèle couplé, ce chapitre analyse à la fois, l'impact cumulé du changement climatique et de l'exploitation sur le peuplement forestier, et en même temps, l'impact du changement climatique sur le bilan économique de l'exploitant forestier.

Reprenant les éléments abordés dans cette introduction sur l'élaboration et l'incitation à des pratiques de gestion forestière améliorée en Afrique centrale, le chapitre V reprend le modèle forêt-climat-exploitation développé dans les chapitres précédents, en s'orientant dans une perspective d'aide à la décision. Différentes alternatives à l'exploitation conventionnelle sont envisagées en combinant une réduction volontaire du prélèvement et une sylviculture d'enrichissement des peuplements. Pour financer le manque à gagner de l'exploitant qui adopterait l'une de ces alternatives, trois schémas de compensation sont envisagés en s'inspirant des principaux instruments incitatifs actuellement mobilisés pour améliorer la durabilité de l'exploitation des forêts tropicales : les crédits carbone, dans l'optique des paiements basés sur les résultats quantifiés d'atténuation du changement climatique ; les primes sur le bois, dans l'optique de la certification forestière ; et les paiements surfaciques, dans l'optique des paiements pour services environnementaux (PSE). En reprenant le protocole de simulation du chapitre précédent, le chapitre analyse pour chaque alternative de gestion envisagée, les différents schémas de compensation proposés, notamment en termes de faisabilité.

Le chapitre VI reprend et met en perspective ces différents résultats par rapport aux tendances actuelles en termes de réflexion sur la gestion des forêts tropicales en Afrique centrale. Soulignant les axes de recherche ouverts par nos travaux, le chapitre se conclut par une ouverture sur les enjeux de politique publique associés à l'adaptation des forêts tropicales exploitées au changement climatique.



## Bibliographie

- J. M. ACWORTH : *Project Information Document (Appraisal Stage) - Cameroon : Ngoyla Mintom Project*. World Bank Group, Washington, D.C., USA, 2012. P118018.
- R. AERTS : The advantages of being evergreen. *Trends in ecology & evolution*, 10(10):402–407, 1995.
- D. ALEMAGI : Sustainable development in Cameroon's forestry sector : Progress, challenges, and strategies for improvement. *African Journal of Environmental Science and Technology*, 5(2):65–72, 2011. ISSN 1996-0786. URL <https://www.ajol.info/index.php/ajest/article/view/71908>.
- D. ALEMAGI et D. NUKPEZAH : Assessing the Performance of Large-scale Logging Companies in Countries of the Congo Basin. *Environment and Natural Resources Research*, 2(2):38, 2012. ISSN 1927-0496. URL <http://www.ccsenet.org/journal/index.php/enrr/article/view/17675>.
- C. D. ALLEN, D. D. BRESHEARS et N. G. McDOWELL : On underestimation of global vulnerability to tree mortality and forest die-off from hotter drought in the Anthropocene. *Ecosphere*, 6(8):1–55, 2015. ISSN 2150-8925.
- C. D. ALLEN, A. K. MACALADY, H. CHENCHOUNI, D. BACHELET, N. McDOWELL, M. VENNETIER, T. KITZBERGER, A. RIGLING, D. D. BRESHEARS, E. H. T. HOGG, P. GONZALEZ, R. FENSHAM, Z. ZHANG, J. CASTRO, N. DEMIDOVA, J.-H. LIM, G. ALLARD, S. W. RUNNING, A. SEMERCI et N. COBB : A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management*, 259(4):660–684, 2010. ISSN 0378-1127. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S037811270900615X>.
- L. AMISSAH, G. M. MOHREN, F. BONGERS, W. D. HAWTHORNE et L. POORTER : Rainfall and temperature affect tree species distribution in ghana. *Journal of Tropical Ecology*, 30(05):435–446, 2014.
- W. R. L. ANDEREGG, T. KLEIN, M. BARTLETT, L. SACK, A. F. A. PELLEGRINI, B. CHOAT et S. JANSEN : Meta-analysis reveals that hydraulic traits explain cross-species patterns of drought-induced tree mortality across the globe. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(18):5024–5029, 2016. ISSN 0027-8424, 1091-6490. URL <http://www.pnas.org/content/113/18/5024>.
- A. ANGELSEN et D. KAIMOWITZ, éd. *Agricultural technologies and tropical deforestation*. CABI, Wallingford, 2001. ISBN 978-0-85199-451-2. URL <http://www.cabi.org/cabebooks/ebook/20013065233>.
- A. ANGELSEN : *Forest Cover Change In Space And Time : Combining The Von Thunen And Forest Transition Theories*. Policy Research Working Papers. The World Bank, 2007. URL <https://elibrary.worldbank.org/doi/abs/10.1596/1813-9450-4117>.
- L. J. ATKINSON, M. A. HELLICAR, A. H. FITTER et O. K. ATKIN : Impact of temperature on the relationship between respiration and nitrogen concentration in roots : an analysis of scaling relationships, Q10 values and thermal acclimation ratios. *New Phytologist*, 173(1):110–120, 2007.
- A. BACCINI, W. WALKER, L. CARVALHO, M. FARINA, D. SULLA-MENASHE et R. A. HOUGHTON : Tropical forests are a net carbon source based on aboveground measurements of gain and loss. *Science*, 358(6360):230–234, 2017. ISSN 0036-8075, 1095-9203. URL <http://science.sciencemag.org/content/358/6360/230>.
- E. B. BARBIER, J. C. BURGESS et A. GRAINGER : The forest transition : Towards a more comprehensive theoretical framework. *Land Use Policy*, 27(2):98–107, 2010. ISSN 0264-8377. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0264837709000131>.
- E. B. BARBIER, P. DELACOTE et J. WOLFERSBERGER : The economic analysis of the forest transition : A review. *Journal*

1117 of *Forest Economics*, 27(Supplement C):10–17, 2017. ISSN 1104-6899. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1104689917300363>.

1118

1119 C. BARTHOD : La conférence des Nations-Unies sur l'environnement et le développement (Rio de Janeiro, 3-14 juin

1120 1992) et la forêt. *Revue Forestière Française*, 1:7, 1993. ISSN 1951-6827, 0035-2829. URL <http://hdl.handle.net/2042/26396>.

1121

1122 N. BAYOL, F. ANQUETIL, C. BILE, A. BOLLEN, M. BOUSUQUET, B. CASTADOT, P. CERUTTI, J. AVIT KOUGAPE, M. LEBLANC,

1123 H. LESCUYER, Q. MEUNIER, E. MELET, A. PENELON, V. ROBLIGIO, R. TSANGA et C. VAUTRIN : Filière bois d'œuvre et

1124 gestion des forêts naturelles : les bois tropicaux et les forêts d'Afrique centrale face aux évolutions des marchés.

1125 In C. DE WASSEIGE, D. LOUPPE, F. JOHN, K. HEINER, B. BEDORET, D. DE BEAUFFORT et C. HALLEUX, eds : *Les forêts du*

1126 *Bassin du Congo - État des Forêts 2013*, p. 47–66. Weyrich Édition, Weyrich, Belgique, 2014.

1127 N. BAYOL, B. DEMARQUEZ, C. de WASSEIGE, R. EBA'A ATYI, J.-F. FISHER, R. NASI, A. PASQUIER, X. ROSSIER, M. STEIL et

1128 C. VIVIEN : La gestion des forêts et la filière bois en Afrique centrale. In C. DE WASSEIGE, B. BEDORET, P. de MAR-

1129 CKEN, B. DESCLÉE et N. BAYOL, eds : *Les forêts du Bassin du Congo - État des Forêts 2010*, p. 43–62. Weyrich Édition,

1130 Weyrich, Belgique, 2012.

1131 M. Y. BELE, D. J. SONWA et A.-M. TIANI : Adapting the Congo Basin forests management to climate change : Linkages

1132 among biodiversity, forest loss, and human well-being. *Forest Policy and Economics*, 50:1–10, 2015. ISSN 1389-

1133 9341. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1389934114000811>.

1134 F. BERKES, J. F. COLDING et C. FOLKE : Navigating nature's dynamics : building resilience for complexity and change.

1135 *New York : Cambridge*, 2003.

1136 P. BERNIER et D. SCHOENE : Adapter les forêts et leur gestion aux changements climatiques : un aperçu. *Unasylva*,

1137 60:231–232, 2009. URL <ftp://193.43.36.93/docrep/fao/011/i0670f/i0670f02.pdf>.

1138 P. BETTINGER, J. SIRY et K. MERRY : Forest management planning technology issues posed by climate change. *Forest*

1139 *Science and Technology*, 9(1):9–19, 2013. ISSN 2158-0103. URL <http://dx.doi.org/10.1080/21580103.2013.773659>.

1140

1141 M. BHATTARAI et M. HAMMIG : Governance, economic policy, and the environmental Kuznets curve for

1142 natural tropical forests. *Environment and Development Economics*, 9(3):367–382, 2004. ISSN 1469-

1143 4395, 1355-770X. URL [https://www.cambridge.org/core/journals/environment-and-development-economics/article/governance-economic-policy-and-the-environmental-kuznets-curve-for-](https://www.cambridge.org/core/journals/environment-and-development-economics/article/governance-economic-policy-and-the-environmental-kuznets-curve-for-natural-tropical-forests/6A70C594755413024B043660681D3811)

1144 [natural-tropical-forests/6A70C594755413024B043660681D3811](https://www.cambridge.org/core/journals/environment-and-development-economics/article/governance-economic-policy-and-the-environmental-kuznets-curve-for-natural-tropical-forests/6A70C594755413024B043660681D3811).

1145

1146 L. BLANC, M. ECHARD, B. HERAULT, D. BONAL, E. MARCON, J. CHAVE et C. BARALOTO : Dynamics of aboveground

1147 carbon stocks in a selectively logged tropical forest. *Ecological Applications*, 19(6):1397–1404, 2009. ISSN 1051-

1148 0761. URL <http://doi.wiley.com/10.1890/08-1572.1>.

1149 J. BLASER, A. SARRE, D. POORE et S. JOHNSON : *Situation de la gestion des forêts tropicales 2011*. Organisation Interna-

1150 tionale des Bois Tropicaux (OIBT), Yokohama, Japon, 2011. Série technique OIBT N° 38.

1151 F. BONGERS, L. POORTER, W. D. HAWTHORNE et D. SHEIL : The intermediate disturbance hypothesis applies to tropical

1152 forests, but disturbance contributes little to tree diversity. *Ecology Letters*, 12(8):798–805, 2009. ISSN 1461-0248.

1153 R. J. W. BRIENEN, O. L. PHILLIPS, T. R. FELDPAUSCH, E. GLOOR, T. R. BAKER, J. LLOYD, G. LOPEZ-GONZALEZ,

1154 A. MONTEAGUDO-MENDOZA, Y. MALHI, S. L. LEWIS, R. VASQUEZ MARTINEZ, M. ALEXIADES, E. ALVAREZ DAVILA,

1155 P. ALVAREZ-LOAYZA, A. ANDRADE, L. E. O. C. ARAGAO, A. ARAUJO-MURAKAMI, E. J. M. M. ARETS, L. ARROYO,  
 1156 G. A. AYMARD C., O. S. BANKI, C. BARALOTO, J. BARROSO, D. BONAL, R. G. A. BOOT, J. L. C. CAMARGO, C. V. CAS-  
 1157 TILHO, V. CHAMA, K. J. CHAO, J. CHAVE, J. A. COMISKEY, F. CORNEJO VALVERDE, L. da COSTA, E. A. de OLIVEIRA,  
 1158 A. DI FIORE, T. L. ERWIN, S. FAUSET, M. FORSTHOFER, D. R. GALBRAITH, E. S. GRAHAME, N. GROOT, B. HERAULT,  
 1159 N. HIGUCHI, E. N. HONORIO CORONADO, H. KEELING, T. J. KILLEEN, W. F. LAURANCE, S. LAURANCE, J. LICONA,  
 1160 W. E. MAGNUSSEN, B. S. MARIMON, B. H. MARIMON-JUNIOR, C. MENDOZA, D. A. NEILL, E. M. NOGUEIRA, P. NU-  
 1161 NEZ, N. C. PALLQUI CAMACHO, A. PARADA, G. PARDO-MOLINA, J. PEACOCK, M. PENNA-CLAROS, G. C. PICKAVANCE,  
 1162 N. C. A. PITMAN, L. POORTER, A. PRIETO, C. A. QUESADA, F. RAMIREZ, H. RAMIREZ-ANGULO, Z. RESTREPO, A. ROOP-  
 1163 SIND, A. RUDAS, R. P. SALOMAO, M. SCHWARZ, N. SILVA, J. E. SILVA-ESPEJO, M. SILVEIRA, J. STROPP, J. TALBOT, H. ter  
 1164 STEEGE, J. TERAN-AGUILAR, J. TERBORGH, R. THOMAS-CAESAR, M. TOLEDO, M. TORELLO-RAVENTOS, R. K. UMETSU,  
 1165 G. M. F. van der HEIJDEN, P. van der HOUT, I. C. GUIMARAES VIEIRA, S. A. VIEIRA, E. VILANOVA, V. A. VOS et R. J.  
 1166 ZAGT : Long-term decline of the Amazon carbon sink. *Nature*, 519(7543):344–348, 2015. ISSN 0028-0836. URL  
 1167 <http://dx.doi.org/10.1038/nature14283>.  
 1168 T. M. BRNCIC, K. J. WILLIS, D. J. HARRIS et R. WASHINGTON : Culture or climate? The relative influences of  
 1169 past processes on the composition of the lowland Congo rainforest. *Philosophical Transactions of the Royal*  
 1170 *Society B : Biological Sciences*, 362(1478):229–242, 2007. ISSN 0962-8436, 1471-2970. URL <http://rstb.royalsocietypublishing.org/content/362/1478/229>.  
 1171 B. W. BROOK, E. C. ELLIS, M. P. PERRING, A. W. MACKAY et L. BLOMQUIST : Does the terrestrial biosphere have planetary  
 1172 tipping points? *Trends in Ecology & Evolution*, 28(7):396–401, 2013.  
 1173 D. BRUGGEMAN, P. MEYFROIDT et E. F. LAMBIN : Production forests as a conservation tool : Effectiveness of Cameroon's  
 1174 land use zoning policy. *Land Use Policy*, 42:151–164, 2015. ISSN 0264-8377. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0264837714001598>.  
 1175 Z. BURIVALOVA, c. H. ŞEKERCIOĞLU et L. P. KOH : Thresholds of Logging Intensity to Maintain Tropical Forest Bio-  
 1176 diversity. *Current Biology*, 24(16):1893–1898, 2014. ISSN 0960-9822. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960982214007829>.  
 1177 L. CARMEL : Forêts du Congo : des scientifiques dénoncent à leur tour le projet de l'AFD. *Le Monde*, 2017a.  
 1178 URL [http://www.lemonde.fr/afrique/article/2017/07/24/forets-du-congo-des-scientifiques-](http://www.lemonde.fr/afrique/article/2017/07/24/forets-du-congo-des-scientifiques-denoncent-a-leur-tour-le-projet-de-l-agence-francaise-de-developpement_5164263_3212.html)  
 1179 [denoncent-a-leur-tour-le-projet-de-l-agence-francaise-de-developpement\\_5164263\\_3212.html](http://www.lemonde.fr/afrique/article/2017/07/24/forets-du-congo-des-scientifiques-denoncent-a-leur-tour-le-projet-de-l-agence-francaise-de-developpement_5164263_3212.html).  
 1180 L. CARMEL : L'Agence française de développement se défend de livrer les forêts du Congo aux grandes  
 1181 concessions. *Le Monde*, 2017b. URL [http://www.lemonde.fr/afrique/article/2017/06/26/l-](http://www.lemonde.fr/afrique/article/2017/06/26/l-agence-francaise-de-developpement-se-defend-de-livrer-les-forets-du-congo-aux-grandes-concessions_5151102_3212.html)  
 1182 [agence-francaise-de-developpement-se-defend-de-livrer-les-forets-du-congo-aux-grandes-](http://www.lemonde.fr/afrique/article/2017/06/26/l-agence-francaise-de-developpement-se-defend-de-livrer-les-forets-du-congo-aux-grandes-concessions_5151102_3212.html)  
 1183 [concessions\\_5151102\\_3212.html](http://www.lemonde.fr/afrique/article/2017/06/26/l-agence-francaise-de-developpement-se-defend-de-livrer-les-forets-du-congo-aux-grandes-concessions_5151102_3212.html).  
 1184 P. CERUTTI, R. NASI et L. TACCONI : Sustainable Forest Management in Cameroon Needs More than Approved Forest  
 1185 Management Plans. *Ecology and Society*, 13(2), 2008. ISSN 1708-3087. URL [https://consecol.org/vol13/](https://consecol.org/vol13/iss2/art36/main.html)  
 1186 [iss2/art36/main.html](https://consecol.org/vol13/iss2/art36/main.html).  
 1187 P. O. CERUTTI, D. SURYADARMA, R. NASI, É. FORNI, V. MEDJIBE, S. DELION et D. BASTIN : The impact of forest  
 1188 management plans on trees and carbon : Modeling a decade of harvesting data in Cameroon. *Journal of Fo-*  
 1189 *rest Economics*, 27:1–9, 2017. ISSN 1104-6899. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/>

S1104689917300314.

- P. CERUTTI, S. ASSEMBE-MVONDO, L. GERMAN et L. PUTZEL : Is China Unique ? Exploring the Behaviour of Chinese and European Firms in the Cameroonian Logging Sector. *International Forestry Review*, 13(1):23–34, 2011. ISSN 1465-5489. URL <http://www.bioone.org/doi/abs/10.1505/ifor.13.1.23>.
- A. CHAUDHARY, Z. BURIVALOVA, L. P. KOH et S. HELLWEG : Impact of Forest Management on Species Richness : Global Meta-Analysis and Economic Trade-Offs. *Scientific Reports*, 6, 2016. ISSN 2045-2322. URL <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC4819217/>.
- M. M. CHAVES, J. P. MAROCO et J. S. PEREIRA : Understanding plant responses to drought – from genes to the whole plant. *Functional plant biology*, 30(3):239–264, 2003.
- E. L. CHIA, O. A. SOMORIN, D. J. SONWA, Y. M. BELE et M. TIANI : Forest-climate nexus : linking adaptation and mitigation in Cameroon’s climate policy process. *Climate and Development*, 7(1):85–96, 2015. ISSN 1756-5529. URL <http://rsa.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/17565529.2014.918867>.
- T. CHITI, L. PERUGINI, D. VESPERTINO et R. VALENTINI : Effect of selective logging on soil organic carbon dynamics in tropical forests in central and western Africa. *Plant and Soil*, 399(1-2):283–294, 2016. ISSN 0032-079X, 1573-5036. URL <https://link.springer.com/article/10.1007/s11104-015-2697-9>.
- B. CHOAT, S. JANSEN, T. J. BRODRIBB, H. COCHARD, S. DELZON, R. BHASKAR, S. J. BUCCI, T. S. FEILD, S. M. GLEASON et U. G. HACKE : Global convergence in the vulnerability of forests to drought. *Nature*, 491(7426):752, 2012.
- P. CIAIS, C. SABINE, G. BALA, L. BOPP, V. BROVKIN, J. CANADELL, A. CHHABRA, R. DEFRIES, J. GALLOWAY, M. HEIMANN, C. JONES, C. LE QUÉRÉ, R. MYNENI, S. PIAO et P. THORNTON : Carbon and Other Biogeochemical Cycles. In T. STOCKER, D. QIN, G.-K. PLATTNER, M. TIGNOR, S. ALLEN, J. BOSCHUNG, A. NAUELS, Y. XIA, V. BEX et P. MIDGLEY, édés : *Climate Change 2013 : The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, p. 465–570. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 2013. ISBN ISBN 978-1-107-66182-0. URL [www.climatechange2013.org](http://www.climatechange2013.org).
- C. CLARK, J. POULSEN, R. MALONGA et J. ELKAN, P.W. : Logging Concessions Can Extend the Conservation Estate for Central African Tropical Forests. *Conservation Biology*, 23(5):1281–1293, 2009. ISSN 1523-1739.
- H. N. COMINS et R. E. MCMURTRIE : Long-Term Response of Nutrient-Limited Forests to CO<sub>2</sub> Enrichment ; Equilibrium Behavior of Plant-Soil Models. *Ecological Applications*, 3(4):666–681, 1993.
- J. H. CONNELL : Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. *Science*, 199(4335):1302–1310, 1978. ISSN 0036-8075, 1095-9203. URL <http://science.sciencemag.org/content/199/4335/1302>.
- R. T. CORLETT : Impacts of warming on tropical lowland rainforests. *Trends in Ecology & Evolution*, 26(11):606–613, 2011.
- R. T. CORLETT : The Impacts of Droughts in Tropical Forests. *Trends in Plant Science*, 21(7):584–593, 2016. ISSN 1360-1385. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1360138516000571>.
- R. T. CORLETT et R. B. PRIMACK : Tropical rainforests and the need for cross-continental comparisons. *Trends in Ecology & Evolution*, 21(2):104–110, 2006.
- P. M. COX, R. A. BETTS, M. COLLINS, P. P. HARRIS, C. HUNTINGFORD et C. D. JONES : Amazonian forest dieback under climate-carbon cycle projections for the 21st century. *Theoretical and Applied Climatology*, 78(1-3):137–156, 2004. ISSN 0177-798X, 1434-4483. URL <https://link.springer.com/article/10.1007/s00704-004-0049-4>.

- 1231 R. J. CULAS : Deforestation and the environmental Kuznets curve : An institutional perspective. *Ecological Eco-*  
1232 *nomics*, 61(2):429–437, 2007. ISSN 0921-8009. URL [http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/](http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0921800906001509)  
1233 [S0921800906001509](http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0921800906001509).
- 1234 D. F. CUSACK, J. KARPMAN, D. ASHDOWN, Q. CAO, M. CIOCHINA, S. HALTERMAN, S. LYDON et A. NEUPANE : Global  
1235 change effects on humid tropical forests : Evidence for biogeochemical and biodiversity shifts at an ecosystem  
1236 scale. *Reviews of Geophysics*, 54(3):2015RG000510, 2016. ISSN 1944-9208.
- 1237 F. DAVIET : Legally REDD : Building readiness for REDD by supporting developing countries in the fight against  
1238 illegal logging. *World Resource Institute*, 2009.
- 1239 B. DESCLÉE, P. MAYAUX, M. HANSEN, P. LOLA AMANI, C. SANNIER, B. MERTENS, T. HÄUSLER, R. NGAMABOU SIWE,  
1240 H. POILVÉ, V. GOND, M. RAHM, J. HAARPAINTNER et J.-P. KIBAMBE LUBAMBA : Évolution du couvert forestier du  
1241 niveau national au régional et moteurs de changement. In C. DE WASSEIGE, D. LOUPPE, F. JOHN, K. HEINER, B. BE-  
1242 DORET, D. DE BEAUFFORT et C. HALLEUX, eds : *Les forêts du Bassin du Congo - État des Forêts 2013*, chap. 1, p. 21–46.  
1243 Weyrich Édition, Weyrich, Belgique, 2014.
- 1244 C. W. DICK, S. L. LEWIS, M. MASLIN et E. BERMINGHAM : Neogene origins and implied warmth tolerance of amazon  
1245 tree species. *Ecology and evolution*, 3(1):162–169, 2013.
- 1246 J. E. DIEM, S. J. RYAN, J. HARTTER et M. W. PALACE : Satellite-based rainfall data reveal a recent drying trend in  
1247 central equatorial Africa. *Climatic Change*, 126(1-2):263–272, 2014. ISSN 0165-0009, 1573-1480. URL <http://link.springer.com/10.1007/s10584-014-1217-x>.  
1248
- 1249 S. DINDA : Environmental Kuznets Curve Hypothesis : A Survey. *Ecological Economics*, 49(4):431–455, 2004. ISSN  
1250 0921-8009. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0921800904001570>.
- 1251 P. B. DUFFY, P. BRANDO, G. P. ASNER et C. B. FIELD : Projections of future meteorological drought and wet periods  
1252 in the Amazon. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112(43):13172–13177, 2015. ISSN 0027-8424,  
1253 1091-6490. URL <http://www.pnas.org/content/112/43/13172>.
- 1254 L. DURRIEU DE MADRON, É. FORNI, A. KARSENTY, M. É. LOFFEIER et J.-M. PIERRE : *Le projet d'aménagement pilote intégré*  
1255 *de Dimako, Cameroun*. Num. 7 de Série FORAFRI. CIRAD-Forêt, Montpellier, 1998. URL [http://agritrop.](http://agritrop.cirad.fr/315218/)  
1256 [cirad.fr/315218/](http://agritrop.cirad.fr/315218/).
- 1257 R. EBA'A ATYI, E. LOH CHIA et A. S. PÉREZ-TERÁN : Vulnérabilité et adaptation des forêts et des communautés en  
1258 Afrique centrale. In C. DE WASSEIGE, M. TADOUM, R. EBA'A ATYI et C. DOUMENGE, eds : *Les forêts du Bassin du*  
1259 *Congo : forêts et changements climatiques*, chap. 4. Weyrich, Belgique, 2015.
- 1260 R. Eba'a ATYI, C. MARTIUS, L. SCHMIDT et F. HIRSCH : La forêt de l'Afrique centrale : une contribution accrue à  
1261 l'atténuation du changement climatique. In C. DE WASSEIGE, M. TADOUM, R. EBA'A ATYI et C. DOUMENGE, eds : *Les*  
1262 *forêts du Bassin du Congo : forêts et changements climatiques*, chap. 5. Weyrich, Belgique, 2015.
- 1263 D. P. EDWARDS, J. A. TOBIAS, D. SHEIL, E. MEIJAARD et W. F. LAURANCE : Maintaining ecosystem function and services  
1264 in logged tropical forests. *Trends in Ecology & Evolution*, 29(9):511–520, 2014. ISSN 0169-5347. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169534714001542>.  
1265
- 1266 K. Ehrhardt MARTINEZ, E. M. CRENSHAW et J. C. JENKINS : Deforestation and the Environmental Kuznets Curve :  
1267 A Cross-National Investigation of Intervening Mechanisms. *Social Science Quarterly*, 83(1):226–243, 2002. ISSN  
1268 1540-6237.

1269 C. ERNST, P. MAYAUX, A. VERHEGGEN, C. BODART, M. CHRISTOPHE et P. DEFURNY : National forest cover change  
 1270 in Congo Basin : deforestation, reforestation, degradation and regeneration for the years 1990, 2000 and 2005.  
 1271 *Global Change Biology*, 19(4):1173–1187, 2013. ISSN 1365-2486.

1272 FAO : *Situation des forêts du monde 2016. Forêts et agriculture : défis et possibilités concernant l'utilisation des terres.*  
 1273 FAO, Rome, Italie, 2016.

1274 C. FARGEOT, E. FORNI et R. NASI : Réflexions sur l'aménagement des forêts de production dans le bassin du Congo.  
 1275 *Bois et Forêts des Tropiques*, 281:19–34, 2004. ISSN 0006-579X. URL <http://agritrop.cirad.fr/520702/>.

1276 A. FAYOLLE, M. D. SWAINE, J.-F. BASTIN, N. BOURLAND, J. A. COMISKEY, G. DAUBY, J.-L. DOUCET, J.-F. GILLET, S. GOURLET-  
 1277 FLEURY, O. J. HARDY, B. KIRUNDA, F. N. KOUAMÉ et A. J. PLUMPTRE : Patterns of tree species composition across  
 1278 tropical african forests. *Journal of Biogeography*, 41(12):2320–2331, 2014. ISSN 1365-2699. URL <http://dx.doi.org/10.1111/jbi.12382>.

1279

1280 S. FEDERICI, F. N. TUBIELLO, M. SALVATORE, H. JACOBS et J. SCHMIDHUBER : New estimates of CO2 forest emissions  
 1281 and removals : 1990–2015. *Forest Ecology and Management*, 352:89–98, 2015. ISSN 0378-1127. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112715002443>.

1282

1283 K. J. FEELEY, Y. MALHI, P. ZELAZOWSKI et M. R. SILMAN : The relative importance of deforestation, precipitation  
 1284 change, and temperature sensitivity in determining the future distributions and diversity of Amazonian plant  
 1285 species. *Global Change Biology*, 18(8):2636–2647, 2012a. ISSN 1365-2486.

1286 K. J. FEELEY, E. M. REHM et B. MACHOVINA : The responses of tropical forest species to global climate change :  
 1287 acclimate, adapt, migrate, or go extinct? *Frontiers of Biogeography*, 4(2), 2012b. ISSN 1948-6596. URL <http://escholarship.org/uc/item/00k1v9rs>.

1288

1289 C. K. FOLLAND, T. N. PALMER et D. E. PARKER : Sahel rainfall and worldwide sea temperatures, 1901–85. *Nature*, 320  
 1290 (6063):602–607, 1986. ISSN 0028-0836. URL [https://www.nature.com/nature/journal/v320/n6063/abs/](https://www.nature.com/nature/journal/v320/n6063/abs/320602a0.html)  
 1291 [320602a0.html](https://www.nature.com/nature/journal/v320/n6063/abs/320602a0.html).

1292 J. W. FOX : The intermediate disturbance hypothesis should be abandoned. *Trends in Ecology & Evolution*, 28(2):86–  
 1293 92, 2013. ISSN 0169-5347. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169534712002091>.

1294 J. T. FREUND, K. HOLLAND, P. SPRAYCAR, S. BIRD et G. SMITH : *The Maï Ndombe REDD+ Project, Democratic Republic*  
 1295 *of the Congo (DRC). Project Description*. Wildlife Works Department of Carbon Development, 2012. Vcs. Version  
 1296 1.63.

1297 H. J. GEIST et E. F. LAMBIN : What drives tropical deforestation. *LUCC Report series*, 4:116, 2001.

1298 J. GHAZOU, Z. BURIVALOVA, J. GARCIA-ULLOA et L. A. KING : Conceptualizing Forest Degradation. *Trends in Ecology*  
 1299 *& Evolution*, 30(10):622–632, 2015. ISSN 0169-5347. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169534715001913>.

1300

1301 P. GONZALEZ, R. P. NEILSON, J. M. LENIHAN et R. J. DRAPEK : Global patterns in the vulnerability of ecosystems to  
 1302 vegetation shifts due to climate change. *Global Ecology and Biogeography*, 19(6):755–768, 2010.

1303 S. Gourlet FLEURY, L. GAZULL, P. BIGOMBE LOGO, A. BILLAND, P.-C. BOLALUEMBE, F. BOYEMBA, H. DESSARD, J.-L.  
 1304 DOUCET, C. DOUMENGE, E. DUBIEZ, L. Durrieu de MADRON, L. FEINTRENIE, T. FOMETE, C. GARCIA, J.-F. GILLET,  
 1305 B. HÉRAULT, A. KARSENTY, P. MENGA, A. M. NGOYA KESSI, S. PIETSCH, J. PUTZ, V. ROSSI, J. SAYER, P. SIST, A. A.  
 1306 ZONGANG NGONGANG et P. BIGGINS : Les concessions d'exploitation forestière menacent-elles les tourbières en

République démocratique du Congo? *BOIS & FORETS DES TROPIQUES*, 334:3, jan. 2018. ISSN 1777-5760, 0006-579X. URL <http://revues.cirad.fr/index.php/BFT/article/view/ID-BFT-20171201fr>.

S. GOURLET FLEURY, F. MORTIER, A. FAYOLLE, F. BAYA, D. OUÉDRAOGO, F. BÉNÉDET et N. PICARD : Tropical forest recovery from logging : a 24 year silvicultural experiment from Central Africa. *Phil. Trans. R. Soc. B*, 368(1625):20120302, 2013. ISSN 0962-8436, 1471-2970. URL <http://rstb.royalsocietypublishing.org/content/368/1625/20120302>.

E. A. GRAHAM, S. S. MULKEY, K. KITAJIMA, N. G. PHILLIPS et S. J. WRIGHT : Cloud cover limits net co2 uptake and growth of a rainforest tree during tropical rainy seasons. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 100(2):572–576, 2003.

S. GREENWOOD, P. RUIZ-BENITO, J. MARTÍNEZ-VILALTA, F. LLORET, T. KITZBERGER, C. D. ALLEN, R. FENSHAM, D. C. LAUGHLIN, J. KATTGE, G. BÖNISCH, N. J. B. KRAFT et A. S. JUMP : Tree mortality across biomes is promoted by drought intensity, lower wood density and higher specific leaf area. *Ecology Letters*, 20(4):539–553, 2017. ISSN 1461-0248.

M. R. GUARIGUATA, C. GARCÍA-FERNÁNDEZ, D. SHEIL, R. NASI, C. HERRERO-JÁUREGUI, P. CRONKLETON et V. INGRAM : Compatibility of timber and non-timber forest product management in natural tropical forests : Perspectives, challenges, and opportunities. *Forest Ecology and Management*, 259(3):237–245, 2010. ISSN 0378-1127. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112709008342>.

M. GUARIGUATA, B. LOCATELLI et F. HAUPT : Adapting Tropical Production Forests to Global Climate Change : Risk Perceptions and Actions. *International Forestry Review*, 14(1):27–38, 2012. ISSN 1465-5489. URL <http://www.bioone.org/doi/abs/10.1505/146554812799973226>.

L. H. GUNDERSON : *Panarchy : understanding transformations in human and natural systems*. Island press, 2001.

M. C. HANSEN, P. V. POTAPOV, R. MOORE, M. HANCHER, S. A. TURUBANOVA, A. TYUKAVINA, D. THAU, S. V. STEHMAN, S. J. GOETZ, T. R. LOVELAND, A. KOMMAREDDY, A. EGOROV, L. CHINI, C. O. JUSTICE et J. R. G. TOWNSHEND : High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. *Science*, 342(6160):850–853, 2013. ISSN 0036-8075, 1095-9203. URL <http://science.sciencemag.org/content/342/6160/850>.

D. J. HARRIS : The vascular plants of the Dzanga-Sangha reserve, Central African Republic. *Scripta Botanica Belgica*, 23, 2002. URL <http://kdb.kew.org/kdb/detailedresult.do?id=359121>.

W. HAWTHORNE : Ecological profiles of ghanaian forest trees. *Tropical Forestry Papers*, 29, 1995.

F. HIRSH, J.-G. JOURGET, L. FEINTRENIE, N. BAYOL et R. EBA'A ATYI : *Projet pilote REDD+ de la Lukénie*, vol. 111 de *Working Paper*. FRM, Mauguio, France ; CIFOR, Yaoundé, Cameroun, 2013. FORAFAMA.

P. W. HIRT : *A conspiracy of optimism : management of the national forests since World War Two*. University of Nebraska Press, Lincoln (Nebraska), 1996. ISBN 978-0-8032-7288-0.

N. HOSONUMA, M. HEROLD, V. D. SY, R. S. D. FRIES, M. BROCKHAUS, L. VERCHOT, ARILD ANGELSEN et E. ROMIJN : An assessment of deforestation and forest degradation drivers in developing countries. *Environmental Research Letters*, 7(4), 2012. ISSN 1748-9326. URL <http://stacks.iop.org/1748-9326/7/i=4/a=044009>.

R. A. HOUGHTON, B. BYERS et A. A. NASSIKAS : A role for tropical forests in stabilizing atmospheric CO2. *Nature Climate Change*, 5(12):1022–1023, 2015. ISSN 1758-678X. URL <https://www.nature.com/nclimate/journal/v5/n12/full/nclimate2869.html>.

- R. A. HOUGHTON et A. A. NASSIKAS : Global and regional fluxes of carbon from land use and land cover change 1850–2015. *Global Biogeochemical Cycles*, 31(3):2016GB005546, 2017. ISSN 1944-9224.
- W. HUA, L. ZHOU, H. CHEN, S. E. NICHOLSON, A. RAGHAVENDRA et Y. JIANG : Possible causes of the Central Equatorial African long-term drought. *Environmental Research Letters*, 11(12):124002, 2016. ISSN 1748-9326. URL <http://stacks.iop.org/1748-9326/11/i=12/a=124002?key=crossref.3142b51801e95005475885ecf5ce643c>.
- C. HUNTINGFORD, P. ZELAZOWSKI, D. GALBRAITH, L. M. MERCADO, S. SITCH, R. FISHER, M. LOMAS, A. P. WALKER, C. D. JONES, B. B. BOOTH, Y. MALHI, D. HEMMING, G. KAY, P. GOOD, S. L. LEWIS, O. L. PHILLIPS, O. K. ATKIN, J. LLOYD, E. GLOOR, J. ZARAGOZA-CASTELLS, P. MEIR, R. BETTS, P. P. HARRIS, C. NOBRE, J. MARENGO et P. M. COX : Simulated resilience of tropical rainforests to CO<sub>2</sub>-induced climate change. *Nature Geoscience*, 6(4):268–273, 2013. ISSN 1752-0894. URL <http://www.nature.com/ngeo/journal/v6/n4/full/ngeo1741.html>.
- K. HÜVE, I. BICHELE, B. RASULOV et U. NIINEMETS : When it is too hot for photosynthesis : heat-induced instability of photosynthesis in relation to respiratory burst, cell permeability changes and h<sub>2</sub>O<sub>2</sub> formation. *Plant, Cell & Environment*, 34(1):113–126, 2011. ISSN 1365-3040. URL <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-3040.2010.02229.x>.
- I. IBÁÑEZ, D. S. W. KATZ et B. R. LEE : The contrasting effects of short-term climate change on the early recruitment of tree species. *Oecologia*, p. 1–13, 2017. ISSN 0029-8549, 1432-1939. URL <https://link.springer.com/article/10.1007/s00442-017-3889-1>.
- J. INNES, L. A. JOYCE, S. KELLOMÄKI, B. LOUMAN, A. OGDEN, J. A. PARROTTA, I. THOMPSON, M. AYRES, C. ONG, H. SANTOSO, B. SOHNGEN et A. WREFORD : Management for adaptation. In R. SEPPÄLÄ, A. BUCK et P. KATILA, eds : *Adaptation of forests and people to climate change : a global assessment report*. IUFRO, 2009. ISBN 978-3-901347-80-1. URL <https://cgspace.cgiar.org/handle/10568/20168>.
- L. KAMMESHEIDT, P. KOHLER et A. HUTH : Sustainable timber harvesting in Venezuela : a modelling approach. *Journal of Applied Ecology*, 38(4):756–770, 2001. ISSN 0021-8901, 1365-2664. URL <http://doi.wiley.com/10.1046/j.1365-2664.2001.00629.x>.
- J. O. KAPLAN, K. M. KRUMHARDT et N. ZIMMERMANN : The prehistoric and preindustrial deforestation of Europe. *Quaternary Science Reviews*, 28(27):3016–3034, 2009. ISSN 0277-3791. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S027737910900331X>.
- R. KAPLINSKY, A. TERHEGGEN et J. TIJAJA : China as a Final Market : The Gabon Timber and Thai Cassava Value Chains. *World Development*, 39(7):1177–1190, 2011. ISSN 0305-750X. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0305750X10002512>.
- A. KARSENTY : The contemporary forest concessions in West and Central Africa : chronicle of a foretold decline? *Forestry policy and institutions working paper*, 34, 2016a. URL [http://agritrop.cirad.fr/581423/1/Africa%20Report\\_Karsenty\\_12%2008%2016.pdf](http://agritrop.cirad.fr/581423/1/Africa%20Report_Karsenty_12%2008%2016.pdf).
- A. KARSENTY : The World Bank's endeavours to reform the forest concessions' regime in Central Africa : Lessons from 25 years of efforts. *International Forestry Review*, 18(S1), 2016b. ISSN 1465-5489. URL <http://agritrop.cirad.fr/582059/>.
- A. KARSENTY, N. BAYOL, P. CERUTTI, D. EZZINE DE BLAS et E. FORNI : The 2008–2009 timber sector crisis in Africa and some lessons for the forest taxation regime. *International Forestry Review*, 12(2):172–176, 2010.



1383 A. KARSENTY, I. G. DRIGO, M.-G. PIKETTY et B. SINGER : Regulating industrial forest concessions in Central Africa  
1384 and South America. *Forest Ecology and Management*, 256(7):1498–1508, 2008. ISSN 0378-1127. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112708005471>.  
1385

1386 A. KARSENTY et S. GOURLET-FLEURY : Assessing Sustainability of Logging Practices in the Congo Basin's Managed  
1387 Forests : the Issue of Commercial Species Recovery. *Ecology and Society*, 11(1), 2006. ISSN 1708-3087. URL  
1388 <https://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss1/art26/main.html>.

1389 A. KARSENTY, N. TULYASUWAN, N. TULYASUWAN et D. EZZINE DE BLAS : Financing options to support REDD+ activities :  
1390 Based on a review of the literature. Technical and research document, CIRAD, 2012. URL <http://agritrop.cirad.fr/565214/>.  
1391

1392 R. J. KEENAN : Climate change impacts and adaptation in forest management : a review. *Annals of Forest Science*,  
1393 72(2):145–167, 2015. ISSN 1286-4560, 1297-966X. URL <https://link.springer.com/article/10.1007/s13595-014-0446-5>.  
1394

1395 L. P. KERHOULAS, T. E. KOLB, M. D. HURTEAU et G. W. KOCH : Managing climate change adaptation in forests : a case  
1396 study from the US Southwest. *Journal of Applied Ecology*, 50(6):1311–1320, 2013.

1397 F. KLEINSCHROTH : *Roads in the rainforests : Legacy of selective logging in Central Africa*. Theses, AgroParisTech ;  
1398 CIRAD ; Bangor University, 2016. URL <https://hal.archives-ouvertes.fr/tel-01366607>.

1399 F. KLEINSCHROTH, J. R. HEALEY, P. SIST, F. MORTIER et S. GOURLET-FLEURY : How persistent are the impacts of logging  
1400 roads on Central African forest vegetation ? *Journal of Applied Ecology*, 53(4):1127–1137, 2016. ISSN 1365-2664.

1401 G. KOOP et L. TOLE : Is there an environmental Kuznets curve for deforestation ? *Journal of Development economics*,  
1402 58(1):231–244, 1999.

1403 E. KRIEGLER, J. W. HALL, H. HELD, R. DAWSON et H. J. SCHELLNHUBER : Imprecise probability assessment of tipping  
1404 points in the climate system. *Proceedings of the national Academy of Sciences*, 106(13):5041–5046, 2009.

1405 W. A. KURZ, C. C. DYMOND, G. STINSON, G. J. RAMPLEY, E. T. NELSON, A. L. CARROLL, T. EBATA et L. SAFRANYIK :  
1406 Mountain pine beetle and forest carbon feedback to climate change. *Nature*, 452(7190):987, 2008.

1407 S. KUZNETS : Economic Growth and Income Inequality. *The American Economic Review*, 45(1):1–28, 1955. ISSN  
1408 0002-8282. URL <http://www.jstor.org/stable/1811581>. 11074.

1409 C. KÖRNER et D. BASLER : Phenology under global warming. *Science*, 327(5972):1461–1462, 2010.

1410 N. T. LAPORTE, J. A. STABACH, R. GROSCH, T. S. LIN et S. J. GOETZ : Expansion of Industrial Logging in Central  
1411 Africa. *Science*, 316(5830):1451–1451, 2007. ISSN 0036-8075, 1095-9203. URL <http://science.sciencemag.org/content/316/5830/1451>.  
1412

1413 W. F. LAURANCE, B. M. CROES, L. TCHIGNOUMBA, S. A. LAHM, A. ALONSO, M. E. LEE, P. CAMPBELL et C. ONDZEANO :  
1414 Impacts of Roads and Hunting on Central African Rainforest Mammals. *Conservation Biology*, 20(4):1251–1261,  
1415 2006. ISSN 1523-1739.

1416 C. Le QUÉRÉ, R. M. ANDREW, J. G. CANADELL, S. SITCH, J. I. KORSBAKKEN, G. P. PETERS, A. C. MANNING, T. A. BODEN, P. P.  
1417 TANS, R. A. HOUGHTON, R. F. KEELING, S. ALIN, O. D. ANDREWS, P. ANTHONI, L. BARBERO, L. BOPP, F. CHEVALLIER,  
1418 L. P. CHINI, P. CIAIS, K. CURRIE, C. DELIRE, S. C. DONEY, P. FRIEDLINGSTEIN, T. GKRTZALIS, I. HARRIS, J. HAUCK,  
1419 V. HAVERD, M. HOPPEMA, K. KLEIN GOLDEWIJK, A. K. JAIN, E. KATO, A. KÖRTZINGER, P. LANDSCHÜTZER, N. LEFÈVRE,  
1420 A. LENTON, S. LIENERT, D. LOMBARDOZZI, J. R. MELTON, N. METZL, F. MILLERO, P. M. S. MONTEIRO, D. R. MUNRO, J. E.

- M. S. NABEL, S.-i. NAKAOKA, K. O'BRIEN, A. OLSEN, A. M. OMAR, T. ONO, D. PIERROT, B. POULTER, C. RÖDENBECK, J. SALISBURY, U. SCHUSTER, J. SCHWINGER, R. SÉFÉRIAN, I. SKJELVAN, B. D. STOCKER, A. J. SUTTON, T. TAKAHASHI, H. TIAN, B. TILBROOK, I. T. van der LAAN-LUIJKX, G. R. van der WERF, N. VIOVY, A. P. WALKER, A. J. WILTSHIRE et S. ZAEHLE : Global Carbon Budget 2016. *Earth System Science Data*, 8(2):605–649, 2016. ISSN 1866-3516. URL <http://boris.unibe.ch/99520/>.
- A. D. LEAKEY, E. A. AINSWORTH, C. J. BERNACCHI, A. ROGERS, S. P. LONG et D. R. ORT : Elevated CO<sub>2</sub> effects on plant carbon, nitrogen, and water relations : six important lessons from FACE. *Journal of experimental botany*, 60(10):2859–2876, 2009.
- T. M. LENTON, H. HELD, E. KRIEGLER, J. W. HALL, W. LUCHT, S. RAHMSTORF et H. J. SCHELLNHUBER : Tipping elements in the Earth's climate system. *Proceedings of the national Academy of Sciences*, 105(6):1786–1793, 2008.
- G. LESCUYER, P. CERUTTI et R. TSANGA : Contributions of Community and Individual Small-Scale Logging to Sustainable Timber Management in Cameroon. *International Forestry Review*, 18(s1):40–51, 2016. ISSN 1465-5489. URL <http://www.bioone.org/doi/abs/10.1505/146554816819683744>.
- S. L. LEWIS, D. P. EDWARDS et D. GALBRAITH : Increasing human dominance of tropical forests. *Science*, 349(6250):827–832, 2015. ISSN 0036-8075, 1095-9203. URL <http://science.sciencemag.org/content/349/6250/827>.
- S. L. LEWIS, J. LLOYD, S. SITCH, E. T. MITCHARD et W. F. LAURANCE : Changing ecology of tropical forests : evidence and drivers. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 40:529–549, 2009.
- J. LLOYD et G. D. FARQUHAR : Effects of rising temperatures and [CO<sub>2</sub>] on the physiology of tropical forest trees. *Philosophical Transactions of the Royal Society B : Biological Sciences*, 363(1498):1811–1817, 2008.
- D. B. LOBELL, U. L. C. BALDOS et T. W. HERTEL : Climate adaptation as mitigation : the case of agricultural investments. *Environmental Research Letters*, 8(1):015012, 2013. ISSN 1748-9326. URL <http://stacks.iop.org/1748-9326/8/i=1/a=015012>.
- B. LOCATELLI, C. PAVAGEAU, E. PRAMOVA et M. DI GREGORIO : Integrating climate change mitigation and adaptation in agriculture and forestry : opportunities and trade-offs. *Wiley Interdisciplinary Reviews : Climate Change*, 6(6):585–598, 2015. ISSN 1757-7799.
- S. P. LONG, E. A. AINSWORTH, A. ROGERS et D. R. ORT : Rising atmospheric carbon dioxide : plants FACE the future. *Annu. Rev. Plant Biol.*, 55:591–628, 2004.
- S. K. MAHARJAN, L. POORTER, M. HOLMGREN, F. BONGERS, J. J. WIERINGA et W. D. HAWTHORNE : Plant functional traits and the distribution of west african rain forest trees along the rainfall gradient. *Biotropica*, 43(5):552–561, 2011. ISSN 1744-7429. URL <http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7429.2010.00747.x>.
- Y. MALHI et J. WRIGHT : Spatial patterns and recent trends in the climate of tropical rainforest regions. *Philosophical Transactions of the Royal Society B : Biological Sciences*, 359(1443):311–329, 2004. ISSN 0962-8436, 1471-2970. URL <http://rstb.royalsocietypublishing.org/content/359/1443/311>.
- B. MARQUANT, A. MOSNIER, B. BODIN, H. DESSARD, L. FEINTRENIE, Q. MOLTO, V. GOND et N. BAYOL : Importances des forêts d'Afrique centrale. In C. DE WASSEIGE, M. TADOUM, R. EBA'A ATYI et C. DOUMENGE, eds : *Les forêts du Bassin du Congo : forêts et changements climatiques*, chap. 1. Weyrich, Belgique, 2015.
- P. A. MARTIN, A. C. NEWTON, M. PFEIFER, M. KHOO et J. M. BULLOCK : Impacts of tropical selective logging on carbon storage and tree species richness : A meta-analysis. *Forest Ecology and Management*, 356:224–233, 2015. ISSN

1459 0378-1127. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112715003837>.

1460 J. Martínez VILALTA et F. LLORET : Drought-induced vegetation shifts in terrestrial ecosystems : The key role of  
1461 regeneration dynamics. *Global and Planetary Change*, 144:94–108, 2016. ISSN 0921-8181. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0921818115301405>.

1463 A. S. MATHER : The Forest Transition. *Area*, 24(4):367–379, 1992. ISSN 0004-0894. URL <http://www.jstor.org/stable/20003181>.

1465 A. S. MATHER : Recent Asian Forest Transitions in Relation to Forest-Transition Theory. *International Forestry*  
1466 *Review*, 9(1):491–502, 2007. ISSN 1465-5489. URL [http://www.bioone.org/doi/abs/10.1505/ifor.9.1.491.](http://www.bioone.org/doi/abs/10.1505/ifor.9.1.491.00251)  
1467 00251.

1468 A. S. MATHER, J. FAIRBAIRN et C. L. NEEDLE : The course and drivers of the forest transition : The case of France.  
1469 *Journal of Rural Studies*, 15(1):65–90, 1999a. ISSN 0743-0167. URL [http://www.sciencedirect.com/science/](http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0743016798000230)  
1470 [article/pii/S0743016798000230](http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0743016798000230).

1471 A. S. MATHER et C. L. NEEDLE : The forest transition : a theoretical basis. *Area*, 30(2):117–124, 1998. ISSN 1475-4762.

1472 A. S. MATHER, C. L. NEEDLE et J. FAIRBAIRN : Environmental Kuznets Curves and Forest Trends. *Geography*, 84  
1473 (1):55–65, 1999b. ISSN 0016-7487. URL <http://www.jstor.org/stable/40573247>.

1474 A. MATHER : The transition from deforestation to reforestation in Europe. *Agricultural technologies and tropical*  
1475 *deforestation*, p. 35–52, 2001.

1476 P. MAYAUX, J.-F. PEKEL, B. DESCLÉE, F. DONNAY, A. LUPI, F. ACHARD, M. CLERICI, C. BODART, A. BRINK, R. NASI et  
1477 A. BELWARD : State and evolution of the African rainforests between 1990 and 2010. *Phil. Trans. R. Soc. B*,  
1478 368(1625):20120300, 2013. ISSN 0962-8436, 1471-2970. URL [http://rstb.royalsocietypublishing.org/](http://rstb.royalsocietypublishing.org/content/368/1625/20120300)  
1479 [content/368/1625/20120300](http://rstb.royalsocietypublishing.org/content/368/1625/20120300).

1480 R. S. MBATU : Domestic and international forest regime nexus in Cameroon : An assessment of the effectiveness of  
1481 REDD+ policy design strategy in the context of the climate change regime. *Forest Policy and Economics*, 52:46–56,  
1482 2015. ISSN 1389-9341. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1389934114002482>.

1483 V. P. MEDJIBE et F. E. PUTZ : Cost comparisons of reduced-impact and conventional logging in the tropics. *Journal*  
1484 *of Forest Economics*, 18(3):242–256, 2012. ISSN 1104-6899. URL [http://www.sciencedirect.com/science/](http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1104689912000177)  
1485 [article/pii/S1104689912000177](http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1104689912000177).

1486 C. MEGEVAND : *Deforestation trends in the Congo Basin : reconciling economic growth and forest protection*. World Bank  
1487 Publications, 2013.

1488 O. MERTZ, D. MÜLLER, T. SIKOR, C. HETT, A. HEINIMANN, J.-C. CASTELLA, G. LESTRELIN, C. M. RYAN, D. S. REAY,  
1489 D. SCHMIDT-VOGT, F. DANIELSEN, I. THEILADE, M. v. NOORDWIJK, L. V. VERCHOT, N. D. BURGESS, N. J. BERRY, T. T.  
1490 PHAM, P. MESSERLI, J. XU, R. FENSHOLT, P. HOSTERT, D. PFLUGMACHER, T. B. BRUUN, A. d. NEERGAARD, K. DONS,  
1491 S. DEWI, E. RUTISHAUSER et a. Z. SUN : The forgotten D : challenges of addressing forest degradation in complex  
1492 mosaic landscapes under REDD+. *Geografisk Tidsskrift-Danish Journal of Geography*, 112(1):63–76, 2012. ISSN  
1493 0016-7223. URL <http://dx.doi.org/10.1080/00167223.2012.709678>.

1494 P. MEYFROIDT et E. F. LAMBIN : Global Forest Transition : Prospects for an End to Deforestation. *Annual Review of*  
1495 *Environment and Resources*, 36(1):343–371, 2011. URL [https://doi.org/10.1146/annurev-environ-090710-](https://doi.org/10.1146/annurev-environ-090710-143732)  
1496 143732.

- M. MILAD, H. SCHAICH et W. KONOLD : How is adaptation to climate change reflected in current practice of forest management and conservation? A case study from Germany. *Biodiversity and conservation*, 22(5):1181–1202, 2013.
- A. D. MILLER, M. C. DIETZE, E. H. DeLUCIA et K. J. ANDERSON-TEIXEIRA : Alteration of forest succession and carbon cycling under elevated CO<sub>2</sub>. *Global Change Biology*, 22(1):351–363, 2016. ISSN 1365-2486.
- J. F. MOLINO et D. SABATIER : Tree diversity in tropical rain forests : a validation of the intermediate disturbance hypothesis. *Science*, 294(5547):1702–1704, 2001.
- R. NASI, A. BILLAND et N. van VLIET : Managing for timber and biodiversity in the Congo Basin. *Forest Ecology and Management*, 268:103–111, 2012. ISSN 0378-1127. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112711002209>.
- R. NASI et P. FROST : Sustainable Forest Management in the Tropics : Is Everything in Order but the Patient Still Dying? *Ecology and Society*, 14(2), 2009. ISSN 1708-3087. URL <https://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss2/art40/main.html>.
- M. NDJONDO, S. GOURLET-FLEURY, R. J. MANLAY, N. L. E. OBIANG, A. NGOMANDA, C. ROMERO, F. CLAEYS et N. PICARD : Opportunity costs of carbon sequestration in a forest concession in central Africa. *Carbon Balance and Management*, 9(1):4, 2014. ISSN 1750-0680. URL <https://link.springer.com/article/10.1186/s13021-014-0004-3>.
- H. W. NELSON, T. B. WILLIAMSON, C. MACAULAY et C. MAHONY : Assessing the potential for forest management practitioner participation in climate change adaptation. *Forest Ecology and Management*, 360:388–399, 2016. ISSN 0378-1127. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112715005332>.
- D. C. NEPSTAD, I. M. TOHVER, D. RAY, P. MOUTINHO et G. CARDINOT : Mortality of large trees and lianas following experimental drought in an amazon forest. *Ecology*, 88(9):2259–2269, 2007.
- D. C. NEPSTAD, A. VERSSIMO, A. ALENCAR, C. NOBRE, E. LIMA, P. LEFEBVRE, P. SCHLESINGER, C. POTTER, P. MOUTINHO, E. MENDOZA, M. COCHRANE et V. BROOKS : Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. *Nature*, 398(6727):505–508, 1999. ISSN 0028-0836. URL <http://www.nature.com/nature/journal/v398/n6727/full/398505a0.html?foxtrotcallback=true>.
- I. NIANG, O. RUPPEL, M. ABDRABO, C. FIELD, V. BARROS et D. DOKKEN : Africa. In V. BARROS, C. FIELD, D. DOKKE, M. MASTRANDREA, K. MACH, T. BILIR, M. CHATTERJEE, K. EBI, Y. ESTRADA, R. GENOVA, B. GIRMA, E. KISSEL, A. LEVY, S. MACCRACKEN, P. MASTRANDEA et L. WHITE, eds : *Climate Change 2007. Impacts, Adaptation and Vulnerability. Part B : Regional Aspects. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.*, p. 1199–1265. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 2014.
- J. NKEM, F. B. KALAME, M. IDINOBA, O. A. SOMORIN, O. NDOYE et A. AWONO : Shaping forest safety nets with markets : Adaptation to climate change under changing roles of tropical forests in Congo Basin. *Environmental Science & Policy*, 13(6):498–508, 2010. ISSN 1462-9011. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1462901110000675>.
- R. NOUTCHEU, L. K. SNOOK, M. TCHATAT, H. TAEDOUMG, O. TCHINGSABE et J. C. TIEGUHONG : Do logging concessions decrease the availability to villagers of foods from timber trees? A quantitative analysis for Moabi (Baillonella

toxisperma), Sapelli (*Entandrophragma cylindricum*) and Tali (*Erythrophleum suaveolens*) in Cameroon. *Forest Ecology and Management*, 381:279–288, 2016. ISSN 0378-1127. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112716306636>.

R. M. OCHIENG, I. J. VISSEREN-HAMAKERS et K. S. NKETIAH : Interaction between the FLEGT-VPA and REDD+ in Ghana : Recommendations for interaction management. *Forest Policy and Economics*, 32:32–39, 2013.

OFAC : Gestion et certification forestière dans le bassin du Congo. Situation en juin 2016, 2016. URL [http://www.observatoire-comifac.net/docs/postersA0/PosterA0\\_CF\\_v5-5bFR-150dpi.pdf](http://www.observatoire-comifac.net/docs/postersA0/PosterA0_CF_v5-5bFR-150dpi.pdf).

R. OSLISLY, L. WHITE, I. BENTALEB, C. FAVIER, M. FONTUGNE, J.-F. GILLET et D. SEBAG : Climatic and cultural changes in the west Congo Basin forests over the past 5000 years. *Philosophical Transactions of the Royal Society B : Biological Sciences*, 368(1625):20120304–20120304, juil. 2013. ISSN 0962-8436, 1471-2970. URL <http://rstb.royalsocietypublishing.org/cgi/doi/10.1098/rstb.2012.0304>.

D.-Y. OUÉDRAOGO, F. MORTIER, S. GOURLET-FLEURY, V. FREYCON et N. PICARD : Slow-growing species cope best with drought : evidence from long-term measurements in a tropical semi-deciduous moist forest of Central Africa. *Journal of Ecology*, 101(6):1459–1470, 2013.

D.-Y. OUÉDRAOGO : *Prédiction de la dynamique forestière à l'aide d'un modèle matriciel qui incorpore la variabilité de la réponse des espèces à l'environnement : application dans une forêt tropicale humide semi-décidue d'Afrique centrale*. Thèse de doctorat, Université Montpellier II - Sciences et Techniques du Languedoc, 2011. URL <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00876547>.

Y. PAN, R. A. BIRDSEY, J. FANG, R. HOUGHTON, P. E. KAUPPI, W. A. KURZ, O. L. PHILLIPS, A. SHVIDENKO, S. L. LEWIS, J. G. CANADELL, P. CIAIS, R. B. JACKSON, S. W. PACALA, A. D. MCGUIRE, S. PIAO, A. RAUTIAINEN, S. SITCH et D. HAYES : A Large and Persistent Carbon Sink in the World's Forests. *Science*, 333(6045):988–993, 2011. ISSN 0036-8075, 1095-9203.

O. L. PHILLIPS, L. E. O. C. ARAGÃO, S. L. LEWIS, J. B. FISHER, J. LLOYD, G. LÓPEZ-GONZÁLEZ, Y. MALHI, A. MONTEAGUDO, J. PEACOCK, C. A. QUESADA, G. van der HEIJDEN, S. ALMEIDA, I. AMARAL, L. ARROYO, G. AYMARD, T. R. BAKER, O. BÁNKI, L. BLANC, D. BONAL, P. BRANDO, J. CHAVE, A. C. A. de OLIVEIRA, N. D. CARDOZO, C. I. CZIMCZIK, T. R. FELDPAUSCH, M. A. FREITAS, E. GLOOR, N. HIGUCHI, E. JIMÉNEZ, G. LLOYD, P. MEIR, C. MENDOZA, A. MOREL, D. A. NEILL, D. NEPSTAD, S. PATIÑO, M. C. PEÑUELA, A. PRIETO, F. RAMÍREZ, M. SCHWARZ, J. SILVA, M. SILVEIRA, A. S. THOMAS, H. t. STEEGE, J. STROPP, R. VÁSQUEZ, P. ZELAZOWSKI, E. A. DÁVILA, S. ANDELMAN, A. ANDRADE, K.-J. CHAO, T. ERWIN, A. DI FIORE, E. H. C., H. KEELING, T. J. KILLEEN, W. F. LAURANCE, A. P. CRUZ, N. C. A. PITMAN, P. N. VARGAS, H. RAMÍREZ-ANGULO, A. RUDAS, R. SALAMÃO, N. SILVA, J. TERBORGH et A. TORRES-LEZAMA : Drought sensitivity of the amazon rainforest. *Science*, 323(5919):1344–1347, 2009.

G. PINCHOT : *The fight for conservation*. New York : Doubleday, Page & Company, 1910. URL <http://archive.org/details/fightforconserva00pinc>.

R. PIRARD et S. TREYER : Agriculture and deforestation : What role should REDD+ and public support policies play. *IDDRI Climate Papers*, 10, 2010.

D. POORE : *No timber without trees : sustainability in the tropical forest*. Earthscan, London, 2010. ISBN 978-1-84971-024-4 978-1-85383-050-1.

F. E. PUTZ, P. A. ZUIDEMA, T. SYNNOTT, M. PEÑA-CLAROS, M. A. PINARD, D. SHEIL, J. K. VANCLAY, P. SIST, S. GOURLET-

- FLEURY, B. GRISCOM, J. PALMER et R. ZAGT : Sustaining conservation values in selectively logged tropical forests : the attained and the attainable. *Conservation Letters*, 5(4):296–303, 2012. ISSN 1755-263X.
- L. PUTZEL, S. ASSEMBE MVONDO, L. B. B. NDONG, R. P. BANIQUILA, P. O. CERUTTI, J. C. TIEGUHONG, R. DJEUKAM, N. KABUYAYA, G. LESCUYER et W. A. MALA : *Chinese trade and investment and the forests of the Congo Basin : Synthesis of scoping studies in Cameroon, Democratic Republic of Congo and Gabon*. Center for International Forestry Research (CIFOR), 2011. URL <https://cgspace.cgiar.org/handle/10568/20834>.
- N. H. RAVINDRANATH : Mitigation and adaptation synergy in forest sector. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 12(5):843–853, 2007. ISSN 1381-2386, 1573-1596. URL <https://link.springer.com/article/10.1007/s11027-007-9102-9>.
- P. REICH, I. WRIGHT, J. CAVENDER-BARES, J. CRAINE, J. OLEKSYN, M. WESTOBY et M. WALTERS : The evolution of plant functional variation : Traits, spectra, and strategies. *International Journal of Plant Sciences*, 164(S3):S143–S164, 2003. ISSN 1058-5893. URL <http://www.jstor.org/stable/10.1086/374368>.
- L. RIST, P. SHANLEY, T. SUNDERLAND, D. SHEIL, O. NDOYE, N. LISWANTI et J. TIEGUHONG : The impacts of selective logging on non-timber forest products of livelihood importance. *Forest Ecology and Management*, 268:57–69, 2012. ISSN 0378-1127. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112711002520>.
- R. M. ROMAN CUESTA, M. HEROLD, M. C. RUFINO, T. S. ROSENSTOCK, R. A. HOUGHTON, S. ROSSI, K. BUTTERBACH-BAHL, S. OGLE, B. POULTER, L. VERCHOT, C. MARTIUS et S. de BRUIN : Multi-gas and multi-source comparisons of six land use emission datasets and AFOLU estimates in the Fifth Assessment Report, for the tropics for 2000–2005. *Biogeosciences*, 13(20):5799–5819, 2016. ISSN 1726-4189. URL <https://www.biogeosciences.net/13/5799/2016/>.
- V. ROSSI, F. CLAEYS, D. BASTIN, S. GOURLET-FLEURY, P. GUIZOL, R. EBA'A-ATYI, D. J. SONWA, G. LESCUYER et N. PICARD : Could REDD+ mechanisms induce logging companies to reduce forest degradation in Central Africa? *Journal of Forest Economics*, 29:107–117, 2017. ISSN 11046899. URL <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1104689917301800>.
- T. K. RUDEL, D. BATES et R. MACHINGUIASHI : A Tropical Forest Transition? Agricultural Change, Out-migration, and Secondary Forests in the Ecuadorian Amazon. *Annals of the Association of American Geographers*, 92(1):87–102, 2002. ISSN 0004-5608. URL <http://dx.doi.org/10.1111/1467-8306.00281>.
- T. K. RUDEL, O. T. COOMES, E. MORAN, F. ACHARD, A. ANGELSEN, J. XU et E. LAMBIN : Forest transitions : towards a global understanding of land use change. *Global Environmental Change*, 15(1):23–31, 2005. ISSN 0959-3780. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959378004000809>. 01050.
- T. K. RUDEL, L. SCHNEIDER, M. URIARTE, B. L. TURNER, R. DEFRIES, D. LAWRENCE, J. GEOGHEGAN, S. HECHT, A. ICKOWITZ, E. F. LAMBIN, T. BIRKENHOLTZ, S. BAPTISTA et R. GRAU : Agricultural intensification and changes in cultivated areas, 1970–2005. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(49):20675–20680, 2009. ISSN 0027-8424, 1091-6490. URL <http://www.pnas.org/content/106/49/20675>.
- M. RUIZ PÉREZ, D. EZZINE DE BLAS, R. NASI, J. A. SAYER, M. SASSEN, C. ANGOUÉ, N. GAMI, O. NDOYE, G. NGONO, J.-C. NGUINGUIRI, D. NZALA, B. TOIRAMBE et Y. YALIBANDA : Logging in the Congo Basin : A multi-country characterization of timber companies. *Forest Ecology and Management*, 214(1):221–236, 2005. ISSN 0378-1127. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112705002677>.

1611 M. SANZ et J. PENMAN : An overview of redd+. *Unasylva*, 67(246):21, 2016.

1612 N. SASAKI, G. P. ASNER, Y. PAN, W. KNORR, P. B. DURST, H. O. MA, I. ABE, A. J. LOWE, L. P. KOH et F. E. PUTZ : Sustainable  
1613 Management of Tropical Forests Can Reduce Carbon Emissions and Stabilize Timber Production. *Frontiers in*  
1614 *Environmental Science*, 4, 2016. ISSN 2296-665X. URL [http://journal.frontiersin.org/article/10.3389/](http://journal.frontiersin.org/article/10.3389/fenvs.2016.00050/full)  
1615 [fenvs.2016.00050/full](http://journal.frontiersin.org/article/10.3389/fenvs.2016.00050/full).

1616 N. SASAKI et F. E. PUTZ : Critical need for new definitions of “forest” and “forest degradation” in global climate  
1617 change agreements. *Conservation Letters*, 2(5):226–232, 2009. ISSN 1755-263X.

1618 H. SAXE, M. G. CANNELL, Ø. JOHNSEN, M. G. RYAN et G. VOURLITIS : Tree and forest functioning in response to global  
1619 warming. *New phytologist*, 149(3):369–399, 2001.

1620 M. SCHEFFER : *Critical transitions in nature and society*. Princeton University Press, 2009.

1621 M. SCHEFFER, J. BASCOMPTE, W. A. BROCK, V. BROVKIN, S. R. CARPENTER, V. DAKOS, H. HELD, E. H. VAN NES, M. RIET-  
1622 KERK et G. SUGIHARA : Early-warning signals for critical transitions. *Nature*, 461(7260):53, 2009.

1623 P. SCHIPPERS, F. STERCK, M. VLAM et P. A. ZUIDEMA : Tree growth variation in the tropical forest : understanding  
1624 effects of temperature, rainfall and co2. *Global change biology*, 2015.

1625 D. H. F. SCHOENE et P. Y. BERNIER : Adapting forestry and forests to climate change : A challenge to change the  
1626 paradigm. *Forest Policy and Economics*, 24:12–19, 2012. ISSN 1389-9341. URL [http://www.sciencedirect.](http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1389934111000487)  
1627 [com/science/article/pii/S1389934111000487](http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1389934111000487).

1628 M. SCHOLZE, W. KNORR, N. W. ARNELL et I. C. PRENTICE : A climate-change risk analysis for world ecosystems.  
1629 *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 103(35):13116–13120, 2006.

1630 SECRÉTARIAT DE LA CDB et COMIFAC : Biodiversité et gestion forestière durable dans le bassin du Congo. 10 bonnes  
1631 pratiques d’aménagement et d’exploitation forestière combinant biodiversité, réduction de la pauvreté et déve-  
1632 loppement, 2009.

1633 R. SEPPÄLÄ, A. BUCK et P. KATILA, éd. *Adaptation of forests and people to climate change : a global assessment report*.  
1634 Num. 22 de IUFRO world series. IUFRO, Vienna, 2009. ISBN 978-3-901347-80-1. OCLC : 930696086.

1635 J. SETTELE, R. SCHOLES, R. BETTS, S. E. BUNN, P. LEADLEY, D. NEPSTAD, J. T. OVERPECK et M. A. TABOADA : Terrestrial  
1636 and inland water systems. In C. B. FIELD, V. R. BARROS, D. J. DOKKEN, K. J. MACH, M. D. MASTRANDREA, T. E. BILIR,  
1637 M. CHATTERJEE, K. L. EBI, Y. O. ESTRADA, R. C. GENOVA, B. GIRMA, E. S. KISSEL, A. N. LEVY, S. MACCRACKEN, P. R.  
1638 MASTRANDREA et L. L. WHITE, éd. : *Climate Change 2014 : Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A : Global*  
1639 *and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel*  
1640 *of Climate Change*, p. 271–359. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY,  
1641 USA, 2014.

1642 J. SHARMA, R. K. CHATURVEDI, G. BALA et N. H. RAVINDRANATH : Challenges in vulnerability assessment of forests  
1643 under climate change. *Carbon Management*, 4(4):403–411, 2013. ISSN 1758-3004. URL [http://dx.doi.org/10.](http://dx.doi.org/10.4155/cmt.13.35)  
1644 [4155/cmt.13.35](http://dx.doi.org/10.4155/cmt.13.35).

1645 T. A. SHESTAKOVA, E. GUTIÉRREZ, A. V. KIRDYANOV, J. J. CAMARERO, M. GÉNOVA, A. A. KNORRE, J. C. LINARES, V. R. d.  
1646 DIOS, R. SÁNCHEZ-SALGUERO et J. VOLTAS : Forests synchronize their growth in contrasting Eurasian regions in  
1647 response to climate warming. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(3):662–667, 2016. ISSN 0027-  
1648 8424, 1091-6490. URL <http://www.pnas.org/content/113/3/662>.

- C. E. SILVA, J. R. KELLNER, D. B. CLARK et D. A. CLARK : Response of an old-growth tropical rainforest to transient high temperature and drought. *Global Change Biology*, 19(11):3423–3434, 2013. ISSN 1365-2486. 00014.
- L. C. SILVA et M. ANAND : Probing for the influence of atmospheric CO<sub>2</sub> and climate change on forest ecosystems across biomes. *Global Ecology and Biogeography*, 22(1):83–92, 2013.
- R. A. SILVESTRINI, B. S. SOARES-FILHO, D. NEPSTAD, M. COE, H. RODRIGUES et R. ASSUNÇÃO : Simulating fire regimes in the Amazon in response to climate change and deforestation. *Ecological Applications*, 21(5):1573–1590, 2011.
- G. SIMONET, A. AGRAWAL, F. BÉNÉDET, C. d. PERTHUIS, D. HAGGARD, N. JANSEN, A. KARSENTY, W. LIANG, P. NEWTON, A.-M. SALES, B. SCHAAP et C. SEYLLER : ID-RECCO, International Database on REDD+ projects, linking Economic, Carbon and Communities data, 2016. URL <http://www.reddprojectsdatabase.org>.
- M. SIMULA : Towards defining forest degradation : comparative analysis of existing definitions. *Forest Resources Assessment Working Paper*, 154, 2009.
- P. SIST, P. PACHECO, R. NASI et J. BLASER : *Management of natural tropical forests in the past and present and projections for the future*, vol. 32 de *IUFRO World Series*. CIFOR, 2014. ISBN 978-3-902762-30-6. URL <http://www.cifor.org/library/5027/management-of-natural-tropical-forests-in-the-past-and-present-and-projections-for-the-future/>.
- S. SITCH, C. HUNTINGFORD, N. GEDNEY, P. E. LEVY, M. LOMAS, S. L. PIAO, R. BETTS, P. CIAIS, P. COX et P. FRIEDLINGSTEIN : Evaluation of the terrestrial carbon cycle, future plant geography and climate-carbon cycle feedbacks using five Dynamic Global Vegetation Models (DGVMs). *Global Change Biology*, 14(9):2015–2039, 2008.
- J. W. F. SLIK, V. ARROYO-RODRÍGUEZ, S.-I. AIBA, P. ALVAREZ-LOAYZA, L. F. ALVES, P. ASHTON, P. BALVANERA, M. L. BASTIAN, P. J. BELLINGHAM, E. van den BERG, L. BERNACCI, P. da CONCEIÇÃO BISPO, L. BLANC, K. BÖHNING-GAESE, P. BOECKX, F. BONGERS, B. BOYLE, M. BRADFORD, F. Q. BREARLEY, M. BREUER-NDOUNDOU HOCKEMBA, S. BUNYAVEJCHEWIN, D. CALDERADO LEAL MATOS, M. CASTILLO-SANTIAGO, E. L. M. CATHARINO, S.-L. CHAI, Y. CHEN, R. K. COLWELL, R. L. CHAZDON, C. CLARK, D. B. CLARK, D. A. CLARK, H. CULMSEE, K. DAMAS, H. S. DATTARAJA, G. DAUBY, P. DAVIDAR, S. J. DEWALT, J.-L. DOUCET, A. DUQUE, G. DURIGAN, K. A. O. EICHHORN, P. V. EISENLOHR, E. ELER, C. EWANGO, N. FARWIG, K. J. FEELEY, L. FERREIRA, R. FIELD, A. T. de OLIVEIRA FILHO, C. FLETCHER, O. FORSHED, G. FRANCO, G. FREDRIKSSON, T. GILLESPIE, J.-F. GILLET, G. AMARNATH, D. M. GRIFFITH, J. GROGAN, N. GUNATILLEKE, D. HARRIS, R. HARRISON, A. HECTOR, J. HOMEIER, N. IMAI, A. ITOH, P. A. JANSEN, C. A. JOLY, B. H. J. de JONG, K. KARTAWINATA, E. KEARSLEY, D. L. KELLY, D. KENFACK, M. KESSLER, K. KITAYAMA, R. KOOYMAN, E. LARNEY, Y. LAUMONIER, S. LAURANCE, W. F. LAURANCE, M. J. LAWES, I. L. d. AMARAL, S. G. LETCHER, J. LINDSELL, X. LU, A. MANSOR, A. MARJOKORPI, E. H. MARTIN, H. MEILBY, F. P. L. MELO, D. J. METCALFE, V. P. MEDJIBE, J. P. METZGER, J. MILLET, D. MOHANDASS, J. C. MONTERO, M. de MORISSON VALERIANO, B. MUGERWA, H. NAGAMASU, R. NILUS, S. OCHOA-GAONA, ONRIZAL, N. PAGE, P. PAROLIN, M. PARREN, N. PARTHASARATHY, E. PAUDEL, A. PERMANA, M. T. F. PIEDADE, N. C. A. PITMAN, L. POORTER, A. D. POULSEN, J. POULSEN, J. POWERS, R. C. PRASAD, J.-P. PUYRAVAUD, J.-C. RAZAFIMAHAIMODISON, J. REITSMA, J. R. dos SANTOS, W. ROBERTO SPIRONELLO, H. ROMERO-SALTOS, F. ROVERO, A. H. ROZAK, K. RUOKOLAINEN, E. RUTISHAUSER, F. SAITER, P. SANER, B. A. SANTOS, F. SANTOS, S. K. SARKER, M. SATDICHANH, C. B. SCHMITT, J. SCHÖNGART, M. SCHULZE, M. S. SUGANUMA, D. SHEIL, E. da SILVA PINHEIRO, P. SIST, T. STEVART, R. SUKUMAR, I.-F. SUN, T. SUNDERLAND, H. S. SURESH, E. SUZUKI, M. TABARELLI, J. TANG, N. TARGHETTA, I. THEILADE, D. W. THOMAS, P. TCHOUTO, J. HURTADO, R. VALENCIA, J. L. C. H. van VALKENBURG, T. VAN DO, R. VASQUEZ, H. VERBEECK, V. ADEKUNLE, S. A.



1687 VIEIRA, C. O. WEBB, T. WHITFELD, S. A. WICH, J. WILLIAMS, F. WITTMANN, H. WÖLL, X. YANG, C. Y. ADOU YAO, S. L.  
 1688 YAP, T. YONEDA, R. A. ZAHAWI, R. ZAKARIA, R. ZANG, R. L. de ASSIS, B. GARCIA LUIZE et E. M. VENTICINQUE : An es-  
 1689 timate of the number of tropical tree species. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112(24):7472–7477,  
 1690 juin 2015. ISSN 0027-8424, 1091-6490. URL <http://www.pnas.org/lookup/doi/10.1073/pnas.1423147112>.

1691 L. SNOOK, P. DONN, J. DUMINIL, R. FUNGO, J. M. KAHINDO, J. LOO, P. MAUKONEN, D. MIDOKO IPONGA, C. MIKOLO YOBO,  
 1692 F. MONTHE KAMENI, P. MUVATSI, J. NGONGI, R. NOUTCHEU, H. TAEDOUMG, M. TCHATAT, O. TCHINGSABE et J. TIEGU-  
 1693 HONG : *Trees for Food and Timber : are community interests in conflict with those of timber concessions in the Congo*  
 1694 *Basin*? FAO, 2015. URL <https://cgspace.cgiar.org/handle/10568/70963>.

1695 O. A. SOMORIN, H. C. P. BROWN, I. J. VISSEREN-HAMAKERS, D. J. SONWA, B. ARTS et J. NKEM : The Congo Basin  
 1696 forests in a changing climate : Policy discourses on adaptation and mitigation (REDD+). *Global Environmental*  
 1697 *Change*, 22(1):288–298, 2012. ISSN 0959-3780. URL [http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/](http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S095937801100118X)  
 1698 [S095937801100118X](http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S095937801100118X).

1699 D. J. SONWA, O. A. SOMORIN, C. JUM, M. Y. BELE et J. N. NKEM : Vulnerability, forest-related sectors and climate  
 1700 change adaptation : The case of Cameroon. *Forest Policy and Economics*, 23:1–9, 2012. ISSN 1389-9341. URL  
 1701 <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1389934112001554>.

1702 D. J. SONWA, S. WALKER, R. NASI et M. KANNINEN : Potential synergies of the main current forestry efforts and climate  
 1703 change mitigation in Central Africa. *Sustainability Science*, 6(1):59–67, 2011. ISSN 1862-4065, 1862-4057. URL  
 1704 <https://link.springer.com/article/10.1007/s11625-010-0119-8>.

1705 D. I. STERN, M. S. COMMON et E. B. BARBIER : Economic growth and environmental degradation : The environmental  
 1706 Kuznets curve and sustainable development. *World Development*, 24(7):1151–1160, 1996. ISSN 0305-750X. URL  
 1707 <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0305750X96000320>.

1708 J. R. STEVENSON, N. VILLORIA, D. BYERLEE, T. KELLEY et M. MAREDA : Green Revolution research saved an estimated  
 1709 18 to 27 million hectares from being brought into agricultural production. *Proceedings of the National Academy*  
 1710 *of Sciences*, 110(21):8363–8368, 2013. ISSN 0027-8424, 1091-6490. URL [http://www.pnas.org/content/110/](http://www.pnas.org/content/110/21/8363)  
 1711 [21/8363](http://www.pnas.org/content/110/21/8363). 00092.

1712 R. J. STREBEL et R. DUVAL : *North Pikounda REDD+ Project. Project Description*. Carbon Conservation, Singapore,  
 1713 Singapore, 2013. CIB-Olam. Vcs. Version 5.3.

1714 A. L. S. SWANN, F. M. HOFFMAN, C. D. KOVEN et J. T. RANDERSON : Plant responses to increasing CO2 reduce estimates  
 1715 of climate impacts on drought severity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(36):10019–10024,  
 1716 2016. ISSN 0027-8424, 1091-6490. URL <http://www.pnas.org/content/113/36/10019>.

1717 TERE : *Concession REDD+ certifiée Fsc du Haut-Nyong : augmentation des DMA et certification Fsc*. TERE, Marseille,  
 1718 France, 2013. FORAFAMA.

1719 I. D. THOMPSON, M. R. GUARIGUATA, K. OKABE, C. BAHAMONDEZ, R. NASI, V. HEYMELL et C. SABOGAL : An  
 1720 operational framework for defining and monitoring forest degradation. *Ecology and Society*, 18(2), 2013.  
 1721 ISSN 1708-3087. URL [http://www.cifor.org/library/4125/an-operational-framework-for-defining-](http://www.cifor.org/library/4125/an-operational-framework-for-defining-and-monitoring-forest-degradation/)  
 1722 [and-monitoring-forest-degradation/](http://www.cifor.org/library/4125/an-operational-framework-for-defining-and-monitoring-forest-degradation/).

1723 G. TOPA : *Forêts tropicales et humides du Cameroun : une décennie de réformes*. Banque mondiale, 2010. ISBN  
 1724 978-0-8213-8013-0. URL <http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&scope=site&db=nlebk&>

db=nlabk&AN=442058.

- S. TRUMBORE, P. BRANDO et H. HARTMANN : Forest health and global change. *Science*, 349(6250):814–818, 2015. ISSN 0036-8075, 1095-9203. URL <http://science.sciencemag.org/content/349/6250/814>.
- F. N. TUBIELLO, M. SALVATORE, A. F. FERRARA, J. HOUSE, S. FEDERICI, S. ROSSI, R. BIANCALANI, R. D. CONDOR GOLEC, H. JACOBS, A. FLAMMINI, P. PROSPERI, P. CARDENAS-GALINDO, J. SCHMIDHUBER, M. J. SANZ SANCHEZ, N. SRIVASTAVA et P. SMITH : The Contribution of Agriculture, Forestry and other Land Use activities to Global Warming, 1990–2012. *Global Change Biology*, 21(7):2655–2660, 2015. ISSN 1365-2486.
- A. TYUKAVINA, A. BACCINI, M. C. HANSEN, P. V. POTAPOV, S. V. STEHMAN, R. A. HOUGHTON, A. M. KRYLOV, S. TURUBANOVA et S. J. GOETZ : Aboveground carbon loss in natural and managed tropical forests from 2000 to 2012. *Environmental Research Letters*, 10(7):074002, 2015. ISSN 1748-9326. URL <http://stacks.iop.org/1748-9326/10/i=7/a=074002>.
- P. van der SLEEN, P. GROENENDIJK, M. VLAM, N. P. R. ANTEN, A. BOOM, F. BONGERS, T. L. PONS, G. TERBURG et P. A. ZUIDEMA : No growth stimulation of tropical trees by 150 years of CO<sub>2</sub> fertilization but water-use efficiency increased. *Nature Geoscience*, 8(1):24–28, 2015. ISSN 1752-0894. URL <https://www.nature.com/ngeo/journal/v8/n1/full/ngeo2313.html>.
- G. R. van der WERF, D. C. MORTON, R. S. DEFRIES, J. G. J. OLIVIER, P. S. KASIBHATLA, R. B. JACKSON, G. J. COLLATZ et J. T. RANDERSON : CO<sub>2</sub> emissions from forest loss. *Nature Geoscience*, 2(11):737–738, 2009. ISSN 1752-0894. URL <https://www.nature.com/ngeo/journal/v2/n11/abs/ngeo671.html>.
- B. H. WALKER, J. M. ANDERIES, A. KINZIG et P. RYAN : *Exploring resilience in social-ecological systems : comparative studies and theory development*. Melbourne, CSIRO Publishing, 2006.
- D. A. WAY et R. OREN : Differential responses to changes in growth temperature between trees from different functional groups and biomes : a review and synthesis of data. *Tree physiology*, 30(6):669–688, 2010.
- F. WHITE : The vegetation of Africa, a descriptive memoir to accompany the UNESCO/AETFAT/UNSO vegetation map of Africa (3 Plates, Northwestern Africa, Northeastern Africa, and Southern Africa, 1 : 5,000,000), 1983.
- M. WILLIAMS : *Deforesting the earth : from prehistory to global crisis*. University of Chicago Press, 2003.
- J. WOLFERSBERGER, P. DELACOTE et S. GARCIA : An empirical analysis of forest transition and land-use change in developing countries. *Ecological Economics*, 119(Supplement C):241–251, 2015. ISSN 0921-8009. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0921800915003663>.
- I. J. WRIGHT, P. B. REICH, M. WESTOBY, D. D. ACKERLY, Z. BARUCH, F. BONGERS, J. CAVENDER-BARES, T. CHAPIN, J. H. CORNELISSEN et M. DIEMER : The worldwide leaf economics spectrum. *Nature*, 428(6985):821, 2004.
- S. WUNDER : Macroeconomic Change, Competitiveness and Timber Production : A Five-Country Comparison. *World Development*, 33(1):65–86, 2005. ISSN 0305-750X. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0305750X04001834>.
- Z. ZHU, S. PIAO, R. B. MYNENI, M. HUANG, Z. ZENG, J. G. CANADELL, P. CIAIS, S. SITCH, P. FRIEDLINGSTEIN, A. ARNETH, C. CAO, L. CHENG, E. KATO, C. KOVEN, Y. LI, X. LIAN, Y. LIU, R. LIU, J. MAO, Y. PAN, S. PENG, J. PEÑUELAS, B. POULTER, T. A. M. PUGH, B. D. STOCKER, N. VIOVY, X. WANG, Y. WANG, Z. XIAO, H. YANG, S. ZAEHLE et N. ZENG : Greening of the Earth and its drivers. *Nature Climate Change*, 6(8):791–795, 2016. ISSN 1758-678X. URL <http://www.nature.com/nclimate/journal/v6/n8/full/nclimate3004.html?foxtrotcallback=true>.

1763 B. L. ZIMMERMAN et C. F. KORMOS : Prospects for Sustainable Logging in Tropical Forests. *BioScience*, 62(5):479–487,  
1764 2012. ISSN 0006-3568. URL <http://www.bioone.org/doi/abs/10.1525/bio.2012.62.5.9>.



## Chapitre II

# Une nouvelle méthodologie pour modéliser la dynamique des forêts d'Afrique centrale

Ce chapitre est constitué d'un article scientifique, écrit en coauteur, intitulé « les mélanges de modèles matriciels non-homogènes pour les écosystèmes riches en espèces », publié en 2015 dans la revue *Environmetrics* sous le numéro Doi : 10.1002/env.2320.

## II.1 Introduction

Understanding how environmental factors could impact population dynamics is of primary importance for animal and plant species conservation. Mathematical and statistical models are required to understand and predict these dynamics (Fieberg and Ellner 2001, Demyanov et al. 2006). Habitat models (Pearson et al. 2002, Hargrove and Hoffman 2004, García López and Allué 2011) use the spatial distribution of climate variables to predict the spatial range of species. These models are static in space and time, and are conceptually unable to deal with situations where species are not in equilibrium with their environments (Stankowski and Parker 2010). Ecophysiology-based dynamic global vegetation models (e.g., Scheiter and Higgins 2009) precisely describe the biological processes that underly growth, mortality, and recruitment, but require a huge amount of information. In species-rich ecosystems, limited information is available for each species. It is thus intractable to characterize different species with these models; instead, a plant functional type assumed to be representative of several species is modelled. As a consequence, these methods are more useful to predict biome changes at a continental scale than forest changes at a regional scale. Gap models (Solomon 1986, Pastor and Post 1988, Prentice et al. 1993, Shao 1996, Talkkari et al. 1999), while using a simplified description of biological processes when compared to process-based models, still suffer from the same information limitation and are hardly used for species-rich forest ecosystems (Shugart and West 1980).

Matrix population models, on the other hand, have been widely used to investigate the dynamics of age-, stage- or size-structured populations (Caswell 2001, Stott et al. 2010). They provide a simple way of integrating vital rate information such as birth, recruitment, growth or aging, and mortality (Crone et al. 2011, Liang 2010). In forest ecology and forest management, matrix models have been used to study natural successions, biodiversity dynamics, and the impact of natural disturbances. They have also been used to evaluate economic outcomes and ecological impacts, and to optimize management strategies (Buongiorno and Gilles 2003).

Another challenge with species-rich ecosystems, like tropical rain forests, tropical marine fish or coral reefs, is their high diversity which implies that the sample size for most species is limited. The small sample size hinders development of species-specific models. To address this problem, modellers usually cluster species into groups using a variety of methods (Swaine and Whitmore 1988, Steneck and Dethier 1994, Favrichon 1994, Bellwood and Wainwright 2001, Gitay and Noble 1997). Mixture models that cluster based on similar species responses rather than similar species traits have been proposed in the framework of generalized linear models (GLM) (Dunstan et al. 2011; 2013, Hui et al. 2013, Ouédraogo et al. 2013), and more recently in the context of homogeneous matrix population models (Mortier et al. 2013).

In this paper, we propose a new class of mixture of inhomogeneous matrix population models that allows the simultaneous clustering of species based on vital rate processes (recruitment, growth, and mor-

talities) and selection of group-specific explicative environmental variables. The novelty of this method is that it provides the flexibility of selecting cluster-specific covariates in the context of multivariate generalized linear models. It generalizes previous work for variable selection in multivariate Gaussian regression models (Brown et al. 1998, Monni and Tadesse 2009, Ouédraogo et al. 2013) or in univariate generalized linear models (Gupta and Ibrahim 2007, Khalili and Chen 2007, Städler et al. 2010).

Section II.2.2 is dedicated to the formulation of adaptive lasso regression mixture models and the associated Expectation-Maximization algorithm. Section II.3 describes the simulation studies and a real dataset from the M’Baïki tropical rain forest in the Central African Republic, and section II.4 presents the corresponding results. The simulations demonstrate the effectiveness of the proposed method under various scenarios, while the real dataset highlights the performance of the mixture of inhomogeneous matrix models to predict stand characteristics of species-rich ecosystems in contrasted environmental conditions.

## II.2 Models

### II.2.1 Usher model

We first focus on a specific population labelled  $s$  and discuss the general setting that considers the whole stand in Section II.2.2. The Usher matrix model applies to size-structured populations (Usher 1966; 1969). It is based on the description of the change in the population size by a vector  $\mathbf{N}_s(t)$  containing the number of individuals in  $I$  ordered size-classes at a discrete time  $t$ :  $\mathbf{N}_s(t) = (N_{si}(t))_{i=1,\dots,I}$ , where  $N_{si}(t)$  is the number of trees in the diameter class  $i$  at time  $t$ . The transitions between  $t$  and  $t + 1$  follow the Usher assumption that a tree can either stay in the same class, move up to the next class, or die (moving backwards or moving up by more than one class are not allowed). The temporal change between times  $t$  and  $t + 1$  is defined by the recurrence relation

$$\mathbf{N}_s(t + 1) = \mathbf{A}_s(t)\mathbf{N}_s(t) + \mathbf{R}_s(t) \quad (\text{II.1})$$

where  $\mathbf{A}_s(t)$  is the Usher  $I \times I$  transition matrix for population  $s$ ,

$$\mathbf{A}_s(t) = \begin{pmatrix} p_{s1}(t) & 0 & \dots & 0 \\ q_{s2}(t) & p_{s2}(t) & & 0 \\ & \ddots & \ddots & \\ 0 & & q_{sI}(t) & p_{sI}(t) \end{pmatrix} \quad (\text{II.2})$$

and  $\mathbf{R}_s(t)$  is the I-vector of recruitment for population  $s$ :

$$\mathbf{R}_s(t) = \begin{pmatrix} r_s(t) \\ 0 \\ \vdots \\ 0 \end{pmatrix} \quad (\text{II.3})$$

The transition parameters consist of: the stasis rate,  $p_{si}(t)$ , which corresponds to the probability of a tree in diameter class  $i$  at time  $t$  to stay alive and remain in the same diameter class at time  $t + 1$ ; the upgrowth rate,  $q_{s,i+1}(t)$ , which corresponds to the probability of a tree in diameter class  $i$  at time  $t$  to stay alive and to move up to diameter class  $i + 1$  at time  $t + 1$ ; and the recruitment flow,  $r_s(t)$ , which corresponds to the number of newly recruited trees in the first diameter class at time  $t$ . The transition parameters can be reparameterized as

$$\begin{aligned} q_{s,i+1}(t) &= q_{s,i+1}^\bullet(t) \times (1 - m_{si}(t)) \\ p_{si}(t) &= 1 - m_{si}(t) - q_{s,i+1}(t) \end{aligned} \quad (\text{II.4})$$

where  $q_{s,1+1}(t) = 0$  and  $q_{s,i+1}^\bullet(t)$  is the conditional probability for a tree in diameter class  $i$  at time  $t$  to move up to diameter class  $i + 1$  given that it stays alive, and  $m_{si}(t)$  is the probability for a tree in diameter class  $i$  to die between times  $t$  and  $t + 1$ . Recruitment is assumed additive rather than proportional to the number of trees in each diameter class (Buongiorno and Michie 1980). This means that the recruitment flow does not follow from the population alone, but also involves an external inflow from the surrounding community. This additive recruitment is suited to the M’Baïki experimental case, where the observed plots are a sample of the whole forest (Caswell 2001). A particular aspect of this matrix model is that the transition matrix  $\mathbf{A}_s(t)$  and the recruitment vector  $\mathbf{R}_s(t)$  have explicit time-dependence introduced through the linear associations of the demographic processes with time-varying environmental covariates. This contrasts with standard matrix models that are stationary.

### II.2.1.1 Predicting growth

The upgrowth transition rate  $q_{s,i+1}^\bullet(t)$  is computed from  $a_{si}(t)$ , defined as the “typical” diameter at breast height (dbh) growth rate of a tree in class  $i$  at time  $t$ . Let  $u_i$  and  $u_{i+1}$  be the boundaries of class  $i$  and let  $\tau$  be the time step of the matrix model. All trees with dbh ranging from  $u_{i+1} - a_{si}(t)\tau$  to  $u_{i+1}$  will grow up to the next class, whereas trees with a diameter ranging from  $u_i$  to  $u_{i+1} - a_{si}(t)\tau$  will remain in the same class. The proportion of trees that grow up to the next diameter class can thus be computed as



$$q_{s,i+1}^{\bullet} = \frac{a_{si}(t) \tau}{d_i} \quad (\text{II.5})$$

where  $d_i = u_{i+1} - u_i$  is the width of diameter class  $i$ . The typical dbh growth rate  $a_{si}(t)$  can be estimated using growth data from class  $i$  only, or using a regression model that relates growth and size over the entire size range (Rogers Bennett and Rogers 2006). The advantages and limitations of each estimator have been discussed elsewhere (Picard et al. 2008). Here, we use the regression approach and predict the typical dbh growth rate as:

$$a_{si}(t) = X_{si}^G(t) \beta_s \quad (\text{II.6})$$

where the  $\beta_s$ 's are population-specific coefficients to be estimated from the data and  $X_{si}^G(t)$  are a set of known time-varying environmental covariates associated to the growth process.

#### II.2.1.2 Predicting mortality

The probability  $m_{si}(t)$  that a tree in diameter class  $i$  dies between times  $t - 1$  and  $t$  is computed as:

$$m_{si}(t) = \text{logit}^{-1}[X_{si}^M(t) \gamma_s] \times (\tau/\Upsilon) \quad (\text{II.7})$$

where  $\text{logit}^{-1}(x) = (1 + \exp(-x))^{-1}$  is the inverse logit function, the  $\gamma_s$ 's are population-specific coefficients to be estimated from the data,  $X_{si}^M(t)$  are a set of known time-varying environmental covariates associated to the mortality process, and  $\Upsilon$  is the time step for death observations. The ratio  $\tau/\Upsilon$  must ensure that  $m_{si}(t) < 1$ , which in practice is satisfied even when  $\tau$  is tenfold  $\Upsilon$  because of the very small value of the inverse logit term.

#### II.2.1.3 Predicting recruitment

The number of recruits  $r_s(t)$  at time  $t$  in the first diameter class is computed as:

$$r_s(t) = \exp[X_s^R(t) \alpha_s] \times (\tau/\Upsilon) \quad (\text{II.8})$$

where the  $\alpha_s$ 's are population-specific coefficients to be estimated from the data,  $X_s^R(t)$  are a set of known time-varying environmental covariates associated to the recruitment process, and  $\Upsilon$  is the time step for recruitment observations.

## 1844 II.2.2 Mixture of regression models and variable selection

1845 So far, we have considered a single population. We now consider the whole stand, with as many pop-  
 1846 ulations as there are species. Because there are a lot of species with very few individuals, the parameters  
 1847  $\alpha_s$ ,  $\beta_s$  and  $\gamma_s$  cannot be estimated for all the species of the stand. Thus, we aim to group species based on  
 1848 their common behaviour (growth, mortality, or recruitment) as well as their similar association patterns  
 1849 with environmental factors. Species in the same group will share the same estimated parameters.

1850 Species clustering is defined separately for growth, recruitment, and mortality processes and the  
 1851 clustered responses are related to the predictors defined in equations (II.6)–(II.8). We develop a unified  
 1852 method to simultaneously (i) classify species according to their response to the predictors, (ii) select the  
 1853 significant predictors and estimate the parameters  $\alpha_s$ ,  $\beta_s$ , and  $\gamma_s$  of equations (6)–(8) for each species  
 1854 group. We use a finite mixture of generalized linear models to classify species into groups and estimate  
 1855 the model parameters, and we incorporate an adaptive lasso penalty to select the predictors for each  
 1856 group (Städler et al. 2010).

Let  $S$  be the number of species,  $T$  the number of measurement times,  $n_{st}$  the number of trees from  
 species  $s$  measured at time  $t$  (where  $s = 1, \dots, S$  and  $t = 1, \dots, T$ ), and  $n = \sum_{s=1}^S \sum_{t=1}^T n_{st}$  the total number  
 of observations in the data set. The time considered here is a chronological one used to model annual  
 differences and does not correspond to tree age. Let  $\mathbf{Y}$  be the random vector of observations associated  
 with either growth increments or death events. We assume that the growth rate for a tree from species  $s$   
 in dbh class  $i$  (conditionally on the tree staying alive) follows a Gaussian distribution with expectation  
 equal to  $a_{si}(t)$  and variance  $\sigma_s^2$ , and that the death event is distributed as a Bernoulli random variable  
 with probability  $m_{si}(t)$ . Using mixture models to group species with similar characteristics, the log-  
 likelihoods of the growth and mortality processes for the  $n$  observations are computed as:

$$\ell_n(\boldsymbol{\psi}|\mathbf{Y}) = \sum_{s=1}^S \sum_{t=1}^T \sum_{j=1}^{n_{st}} \log \left[ \sum_{k=1}^K \pi_k f(Y_{stj}|\mathbf{X}, \boldsymbol{\psi}_k) \right] \quad (\text{II.9})$$

1857 where  $K$  is the number of species groups,  $\pi_k$  is the mixing proportion of group  $k$ ,  $\boldsymbol{\psi} = (\boldsymbol{\psi}_1, \dots, \boldsymbol{\psi}_K)$   
 1858 with  $\boldsymbol{\psi}_k$  the model parameters for group  $k$ , and  $\mathbf{X}$  is the design matrix of explanatory variables. For the  
 1859 growth model,  $f$  is the Gaussian density function,  $Y_{stj} = \Delta D_{stj}/\Upsilon$  where  $\Delta D_{stj}$  is the diameter increment  
 1860 between times  $t$  and  $t + \Upsilon$  for the  $j$ th tree from species  $s$  and  $\Upsilon$  is the time step between successive  
 1861 observations, and  $\boldsymbol{\psi}_k = (\beta_k, \sigma_k)$ . For the mortality model,  $f$  is the Bernoulli probability mass function,  
 1862  $Y_{stj} = M_{stj}$ , where  $M_{stj}$  is a binary indicator of whether the  $j$ -th tree from species  $s$  died between times  
 1863  $t - 1$  and  $t$ , and  $\boldsymbol{\psi}_k = \gamma_k$ .

The log-likelihood for the recruitment process is given by

$$\ell_n(\boldsymbol{\psi}|\mathbf{Y}) = \sum_{s=1}^S \sum_{t=1}^T \log \left[ \sum_{k=1}^K \pi_k f(Y_{st}|\mathbf{X}, \alpha_k) \right] \quad (\text{II.10})$$

where  $f$  is the probability mass function associated to the Poisson distribution with expected value  $\exp(\mathbf{X}\alpha_k)$ ,  $Y_{st} = R_{st}$  is the observed number of recruited trees for species  $s$  at time  $t$ , and  $\boldsymbol{\psi}_k = \alpha_k$ . It should be noted that the Poisson distribution is restrictive due to its assumption of equal expectation and variance, which is often not satisfied for ecological count data (Flores et al. 2009). The negative binomial distribution can be a solution, but may not be sufficient to accommodate the large number of zeros often recorded for recruitment processes. An alternative would be to use zero-inflated distributions (Poisson or negative binomial).

The relevant covariates associated to the different processes may vary from one group to another. We propose using the adaptive lasso approach to select the group-specific covariates (Zou 2006, Städler et al. 2010). The estimator  $\hat{\boldsymbol{\psi}}$  for the model parameters  $\boldsymbol{\psi}$  then corresponds to the maximum of a penalized log-likelihood:

$$\hat{\boldsymbol{\psi}} = \arg \max_{\boldsymbol{\psi}} \{ \ell_n(\boldsymbol{\psi}|\mathbf{Y}) - \mathcal{P}_n(\boldsymbol{\psi}) \}$$

where  $\mathcal{P}_n$  is the adaptive lasso penalty:

$$\mathcal{P}_n(\boldsymbol{\psi}) = \sum_{k=1}^K \pi_k \eta_{nk} \sum_{l=1}^L \frac{|\psi_{kl}|}{|\hat{\psi}_{kl}|} \quad (\text{II.11})$$

with  $\psi_{kl}$  the  $l$ th element of  $\boldsymbol{\psi}_k$ ,  $|\hat{\psi}_{kl}|$  the maximum likelihood estimator of  $\psi_{kl}$ , and  $\eta_{nk}$  a parameter selected using cross-validation.

### II.2.2.1 Expectation-Maximization algorithm

Because of the sum within the log in equations (III.A.2) and (III.A.3), the penalized log-likelihood cannot be maximized analytically, but can be numerically maximized using the expectation maximization (EM) algorithm (Dempster et al. 1977, McLachlan and Krishnan 2008). The EM algorithm is an iterative procedure that alternates between two steps, the E (or expectation) step, and the M (or maximization) step. It starts with a random assignment of the species to the  $K$  groups. This gives the initial values  $w_{stjk}^{(0)}$  of the posterior probability that the  $j$ th tree from species  $s$  at time  $t$  belongs to species group  $k$ :  $w_{stjk}^{(0)} = 1$  if species  $s$  is initially assigned to group  $k$ , and 0 otherwise.

In the E-step, the posterior probability that the  $j$ th tree from species  $s$  at time  $t$  belongs to species

group  $k$  is computed as:

$$w_{stjk}^{(m)} = \frac{\pi_k^{(m)} \prod_{t'=1}^T \prod_{j'=1}^{n_{st'}} f(Y_{st'j'} | \mathbf{X}, \boldsymbol{\psi}_k^{(m)})}{\sum_{l=1}^K \pi_l^{(m)} \prod_{t'=1}^T \prod_{j'=1}^{n_{st'}} f(Y_{st'j'} | \mathbf{X}, \boldsymbol{\psi}_l^{(m)})} \quad (\text{II.12})$$

where the superscript  $m$  is the iteration index of the algorithm. An important point to notice is that  $w_{stjk}^{(m)}$  does not depend on  $t$  and  $j$ . This is peculiar to situations with replicate measurements for the clustered unit and ensures that when a species is assigned to a group, all its conspecifics are also assigned to the same group. In other words, posterior group probabilities are computed at the species level rather than at the individual tree level. We adopt the approximation used in Khalili and Chen (2007) to update the mixing proportions as:

$$\pi_k^{(m+1)} = \frac{1}{n} \sum_{s=1}^S \sum_{t=1}^T \sum_{j=1}^{n_{st}} w_{stjk}^{(m)}$$

An improved update of the mixing proportions is provided in Städler et al. (2010).

In the M-step, the penalized log-likelihood is maximized for each component separately using the posterior probabilities of the observations as weights. This gives estimates for component  $k$ 's parameters at the  $m$ -th iteration of the algorithm as:

1. For the growth process

$$\hat{\beta}_k^{(m)} = \arg \max_{\beta_k} \left\{ \sum_{s=1}^S \sum_{t=1}^T \sum_{j=1}^{n_{st}} w_{stjk}^{(m-1)} \log f(\Delta D_{stj} / \Upsilon | \mathbf{X}_{kj}^G \beta_k, \sigma_k^2) - \pi_k^{(m-1)} \eta_{nk} \frac{|\beta_k|}{|\hat{\beta}_k|} \right\} \quad (\text{II.13})$$

where  $f$  is the density of the Gaussian distribution.

2. For the death process

$$\hat{\gamma}_k^{(m)} = \arg \max_{\gamma_k} \left\{ \sum_{s=1}^S \sum_{t=1}^T \sum_{j=1}^{n_{st}} w_{stjk}^{(m-1)} \log f(M_{stj} | \mathbf{X}_{kj}^M \gamma_k) - \pi_k^{(m-1)} \eta_{nk} \frac{|\gamma_k|}{|\hat{\gamma}_k|} \right\} \quad (\text{II.14})$$

where  $f$  is the probability mass function associated to the Bernoulli distribution.

3. For the recruitment process

$$\hat{\alpha}_k^{(m)} = \arg \max_{\alpha_k} \left\{ \sum_{s=1}^S \sum_{t=1}^T w_{stk}^{(m-1)} \log f(R_{st} | \mathbf{X}_k^R \alpha_k) - \pi_k^{(m-1)} \eta_{nk} \frac{|\alpha_k|}{|\hat{\alpha}_k|} \right\} \quad (\text{II.15})$$

where  $f$  is the probability mass function associated to the Poisson distribution.

### 1888 II.2.2.2 Number of components and species allocations

The model fitting described in the previous paragraphs supposes that the number of groups  $K$  is known. In order to estimate it, we fit the finite mixture of generalized linear models for  $K = 1, 2, 3, \dots$ , and we select the value of  $K$  that minimizes an information criterion. Different criteria have been used, such as the Akaike information criterion (AIC) (Akaike 1974), the Bayesian information criterion (BIC) (Schwarz 1978), or the integrated completed likelihood criterion (ICL) (Biernacki et al. 2000). We adopt the ICL, which has been specifically developed for mixture models and takes into account the quality of the classification. The ICL penalisation is given by:

$$\mathcal{P}_{\text{ICL}} = \nu_K \log(n) + 2 \sum_{s=1}^S n_s \sum_{k=1}^K w_{sk} \log(w_{sk})$$

1889 where the first term corresponds to the BIC penalization with  $\nu_K$  equal to the number of free parameters  
 1890 in the model with  $K$  components,  $n_s = \sum_{t=1}^T n_{st}$  is the number of tree observations for species  $s$ , and  $w_{sk}$  is  
 1891 the estimated posterior probability that species  $s$  belongs to group  $k$  (see equation II.12). The maximum  
 1892 *a posteriori* estimate is then used to determine each species' allocation.

### 1893 II.2.3 Mixture of inhomogeneous matrix models

1894 The mixture of generalized linear models gives  $K_g$  species groups for growth,  $K_r$  for recruitment,  
 1895 and  $K_m$  for mortality. Crossing these classifications gives  $K_g \times K_r \times K_m$  combinations of groups. These  
 1896 combinations are named  $g_x r_y m_z$ , with  $1 \leq x \leq K_g$ ,  $1 \leq y \leq K_r$ , and  $1 \leq z \leq K_m$ . Due to the additive  
 1897 recruitment, each of the  $K_r$  recruitment groups contributes to several combinations of groups. There-  
 1898 fore, the number of recruits  $r_y(t)$  for recruitment group  $y$  must be distributed between the combinations  
 1899  $g_x r_y m_z$ . The estimated number of recruits for the combination  $g_x r_y m_z$  is computed as:  $\rho_{xyz} r_y(t)$ , where  
 1900  $\rho_{xyz} = N_{xyz} / \sum_{x'} \sum_{z'} N_{x'y'z'}$  is the ratio of the total number of alive trees in combination  $g_x r_y m_z$ ,  $N_{xyz}$ ,  
 1901 over the total number of alive trees in recruitment group  $y$ , such that  $\sum_x \sum_z \rho_{xyz} = 1$  for all  $y$ .

1902 Each species exclusively belongs to one combination of groups. Because the parameters of the  
 1903 growth, mortality and recruitment models are estimated for each group, the look-up table assigning  
 1904 each species to growth group  $x$ , recruitment group  $y$ , and mortality group  $z$  defines a matrix population  
 1905 model for it. Therefore, the combinations of groups define what we call *the mixture of inhomogeneous*  
 1906 *matrix models*.

Table II.1 – Parameters used for simulations. Intercepts are fixed, one for each group, along a gradient of values set to  $-1.5, 0, 1.5$  in the Gaussian and Bernoulli cases, and equal to  $-1, 0, 1$  in the Poisson case. The non-zero coefficients associated to the relevant covariates are randomly drawn from a discrete uniform distribution  $\mathcal{U}$  in the set of values given between brackets.

Distribution	Intercept	Covariates coef.	Variance
Gaussian	$\{-1.5, 0, 1.5\}$	$\mathcal{U}[-2, -1, 1, 2]$	1
Bernoulli	$\{-1.5, 0, 1.5\}$	$\mathcal{U}[-2, -1, 1, 2]$	–
Poisson	$\{-1, 0, 1\}$	$\mathcal{U}[-1, 1]$	–

## II.3 Application

### II.3.1 Simulations

We simulated mixture regression models with the true number of components set to three. We generated 30 species and within each species we sampled the number of trees from a Poisson(30). Within each tree in a given species, the number of repeated measures was sampled from a Poisson(15). To evaluate the effect of ignoring the time dependence in our model, we considered a first-order autoregressive correlation structure (AR1( $\rho$ )) with varying correlation parameters  $\rho = (0, 0.1, 0.3, 0.5, 0.7, 0.9)$ ; this autoregressive dependence was applied on the residuals for the Gaussian case and on the linear predictors for the Bernoulli and Poisson cases. The species were randomly assigned to the three groups with mixing proportions set to  $\pi = (0.60, 0.25, 0.15)$ . A total of five covariates were generated from a multivariate normal distribution with mean 0 and an AR1(0.7) covariance matrix. We also considered a scenario where the design matrix  $\mathbf{X}$  has dependence structure across covariates with correlation of 0.5 in addition to the temporal AR1(0.7) correlation for repeated measures within the same covariate. The parameters associated to each covariate had a 0.5 probability of being zero and the non-zero parameters were simulated as described in Table II.1. We generated 50 data sets. For each simulation, a K-component mixture model was fit three times with different starting points for  $K = 1, \dots, 7$ . We retained the fit and the K value that yield the lowest ICL. The computations were done using the R software (R Core Team 2014) by integrating functionalities of the `flexmix` (Leisch 2004, Grün and Leisch 2007; 2008) and the `glmnet` (Friedman et al. 2010) packages (see the Supporting Material for the complete R code). For the algorithm to converge, it is necessary to use the same cross-validation partitioning across the EM iterations, i.e., the subsamples for cross-validation must be defined at the beginning using the `foldid` option in the function `FLXMRglmnet` (see documentation in `glmnet`).

## II.3.2 The M'Baïki forest case study

### II.3.2.1 The experimental site

We applied the method to the M'Baïki species-rich tropical rainforest ecosystem. The M'Baïki experimental site ( $3^{\circ}54'N$ ,  $17^{\circ}56'E$ ) was established in a lowland semi-deciduous tropical rain forest of the Central African Republic. The average annual rainfall for the period 1981 – 2008 is 1739 mm with a 4-month dry season and an annual average monthly temperature of  $24.9^{\circ}C$  (Ouédraogo et al. 2013). The M'Baïki experimental site consists of 10 permanent sample plots (PSP), each of 4 ha ( $200\text{ m} \times 200\text{ m}$ ), established in two forests less than 10 km apart (Figure II.1). Two blocks of three plots each were estab-

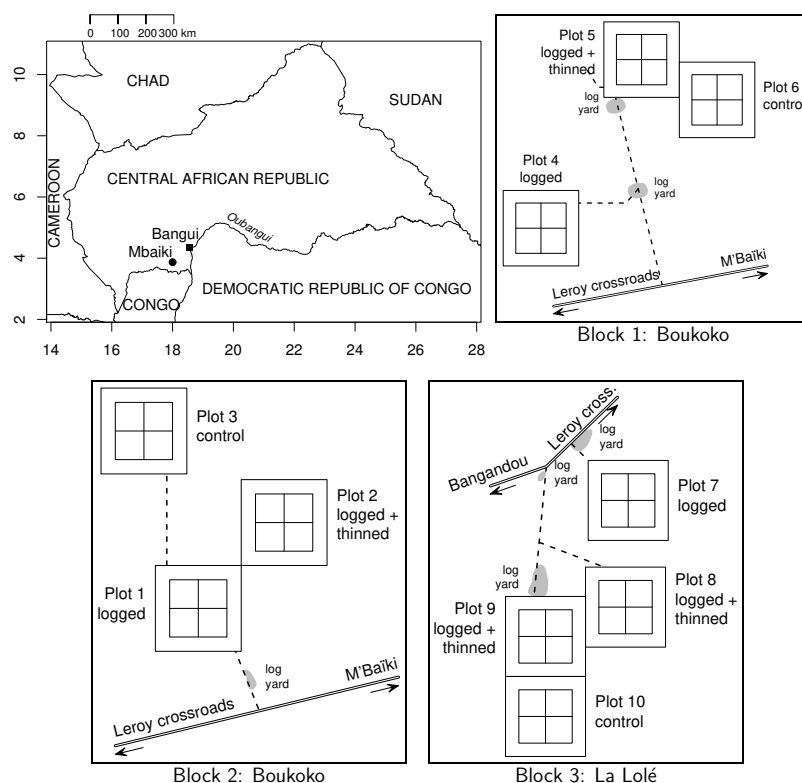


Figure II.1 – The M'Baïki forest experimental plots in the Central African Republic.

lished in the Boukoko forest and one block of four plots in the La Lolé forest (Bedel et al. 1998). These PSP have been inventoried every year since 1982 (except in 1997, 1999, and 2001): all trees  $\geq 10\text{ cm}$  dbh have been individually marked and spatially located, and have been measured yearly for dbh. All species present have been identified, and dead trees and newly recruited trees with dbh  $\geq 10\text{ cm}$  have been surveyed. The type of soil in all plot, except one, has been mapped.

Seven of the 10 plots across the three blocks were selectively logged between the 1984 and 1985 inventories. Three plots, one from each block, were left as controls. Logging consisted in harvesting trees with dbh  $\geq 80\text{ cm}$  if belonging to one of 16 commercial species. Four of the seven plots logged (one from each of the Boukoko blocks and two from the La Lolé block) were thinned two years after logging to increase light penetration. Thinning consisted in poison girdling all non-timber trees with dbh  $\geq 50\text{ cm}$ .

This process was completed by cutting all lianas in the entire plot. The M’Baïki experimental site thus provides a perfect setting to observe the demographic processes across a wide range of disturbances, from undisturbed forests (unlogged plots) to highly disturbed forests (logged + thinned plots). Between 1982 and 2012 more than 37,000 trees from 230 genera have been monitored at this site. For this study, years for which complete data on the demographic processes and environmental variables are available were considered for analysis, resulting in  $T = 18$ .

### II.3.2.2 Growth, mortality and recruitment quantification

The observations use an annual time step ( $\Upsilon = 1$ ). To quantify the annual tree growth process, we calculated the annual tree diameter increments using only measurements from living trees that exhibit no trunk anomalies between two successive years. To further eliminate measurement errors, we only kept diameter increments between  $-0.4$  cm (corresponding to stem shrinkage during dry seasons, (T. R Baker et al. 2002) and  $4.456$  cm, the 99th percentile of observed diameter increments of the fastest growing species *Musanga cecropioides* (Ouédraogo et al. 2013).

The data were split into a training and a validation sets. The training dataset is taken to be Block 2 from the Boukoko forest and consists of three plots with the three different treatments (Figure II.1). This block contains 197 species out of the 230 identified across all the M’Baïki plots, and has data on 80,510 growth observations, 118,133 mortality observations, and 42,816 recruitment observations. It is used to fit the growth, mortality, and recruitment processes. The validation dataset consists of the other block in Boukoko and the block in La Lolé. It is used to evaluate the prediction quality of the mixture of inhomogeneous matrix models for plots sampled in contrasted environmental conditions.

To limit the discretization bias that may result from matrix modelling (Shimatani et al. 2007, Picard et al. 2010, Zuidema et al. 2010), we use very thin dbh classes with a width of  $d = 1$  cm. The time interval of the model has to be adjusted to the class width to meet the Usher assumption. This is achieved with a short time step of  $\tau = 0.1$  year.

### II.3.2.3 Environmental covariates

Five environmental variables and two variables describing the tree development stage were considered as potential covariates for the growth and mortality processes. The latter variables are the dbh and log-dbh ( $Di$  in cm and  $\log-Di$ ), which are commonly included in the model simultaneously to deal with the non-linear association between dbh and growth (or mortality) (Zeide 1993, Weiskittel et al. 2011). The five environmental variables include two plot-level variables assessing competition for resources and three climate variables (see Ouédraogo et al. 2013 for details). The two competition indices are stand basal area ( $m^2$  per ha, BAst) and stand density (number of trees per ha, Dst), which are computed on 1-ha subplots ( $100\text{ m} \times 100\text{ m}$ ) obtained as a subdivision of the initial 4-ha plots into four



squares. This spatial unit was used because the environment is more homogeneous at this scale. The three climate variables are drought indices: the length of the dry season (number of months with rainfall  $< 100$  mm, LDS), the average rainfall during the dry season (RDS in mm), and the annual average soil water content (MSW in mm) (Ouédraogo et al. 2013). For the recruitment process, potential predictors were restricted to BAst, Dst, LDS, and RDS.

#### II.3.2.4 Adjustment of the method to the M’Baïki forest

The models were fit for each process using  $K = 1, \dots, 10$  groups. This was repeated 10 times with different initial random points for each  $K$  and the fit with smallest ICL was chosen. The group structures for the growth and mortality processes were successfully identified. However, due to the large number of zeros in the recruitment, the mixture model did not work as well. We therefore made some adjustments to adapt the inference for this process. We assumed that the species groups identified for the growth process are nested within the groups of the recruitment process. This assumption is supported by the well-established positive correlation between species-specific recruitment rates and growth rates in disturbed forests, which is a direct consequence of the recruitment design that requires passing a 10 cm dbh threshold (Gourlet Fleury et al. 2005). Therefore, once we identified the growth groups, the recruitment groups were obtained by fitting a mixture of Poisson regression models to the number of recruits of the growth groups, instead of the number of recruits of the species.

A second adjustment to the general framework presented earlier was made to deal with species that could not be classified for various reasons, including situations in which the species were not available in the training data, environmental covariates were missing for the species, or the species had a single individual measurement. The strategy we adopted is presented in the Results section.

## II.4 Results

### II.4.1 Simulations

The algorithm performs quite well even when the dependence across time is not taken into account. We are able to identify the correct number of underlying clusters for all the different processes with correlations as high as 0.9 between consecutive repeated measures (see Figure II.2). We use two matching indices,  $I_1$  and  $I_2$  (Mortier et al. 2013), to assess the clustering performance and compare each species group allocation based on the maximum *a posteriori* estimate to the true group membership. These indices are based on the  $K \times \hat{K}$  contingency table  $C = (C_{ij})$  with  $i = 1, \dots, K$  and  $j = 1, \dots, \hat{K}$  that cross-

tabulates the species according to their true and estimated classifications:

$$I_1 = \frac{1}{S} \sum_{i=1}^K \max\{C_{i1}, \dots, C_{i\hat{K}}\} \quad I_2 = \frac{1}{S} \sum_{j=1}^{\hat{K}} \max\{C_{1j}, \dots, C_{Kj}\}.$$

These indices vary between  $1/S$  and 1 with higher values corresponding to better classifications. For  $\hat{K} = K$  we obtain 98% of the time  $I_1 = I_2 = 1$ . When considering  $\hat{K} = K + 1$  (which occurred rarely), we obtain 93% of the time  $I_1 = 1$  and the few instances where  $I_1 < 1$  are due to a group being split into two subgroups ( $I_2$  is always lower than one by construction).

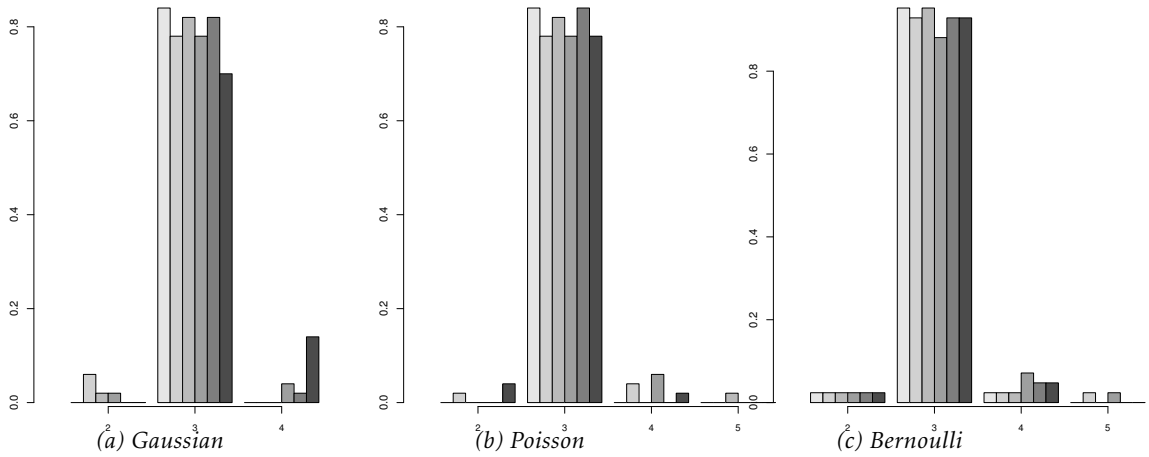


Figure II.2 – Distribution of the estimated number of groups based on 50 replications of a simulated data set with three groups, when observations have either a II.2a Gaussian, II.2b Poisson, or II.2c Bernoulli distribution. We considered a first-order autoregressive correlation structure ( $AR1(\rho)$ ) with varying correlation parameters from 0 (light-grey) to 0.9 (dark-grey).

The algorithm is also effective at selecting the component-specific relevant covariates for all the distribution types (Gaussian, Bernoulli, or Poisson). For example, in the more complex scenario where the design matrix  $\mathbf{X}$  has both temporal dependence and correlated covariates, we obtain the following results: in the Gaussian case, out of the 50 simulations, one false positive is included one time; in the Bernoulli case, one false positive is selected five times and there is a single instance of two false negatives; in the Poisson case, one, three or four false positives are selected one time each, and there is a single instance of one false negative.

## II.4.2 The M’Baïki forest case study

### II.4.2.1 Species classification and ecological meaning

Six groups are identified for the growth process, labelled  $g_1$  to  $g_6$  in order of increasing maximum growth rate, which is used as a proxy for light requirement. These six groups are nested within four recruitment groups,  $r_1, \dots, r_4$ :  $g_2$  and  $g_6$  correspond to  $r_2$ ,  $g_5$  and  $g_4$  match with  $r_1$ ,  $g_3$  with  $r_4$  whereas



Table II.2 – Floristic characteristics of the combinations of growth, recruitment and mortality groups identified at M’Baïki: number of species in each combination (Size), regeneration guild (Guild), phenology, and dominant species. SB: shade bearer, NPLD: non-pioneer light demander, P: pioneer, Ever: evergreen, Dec: deciduous, and Ind: unknown phenology. Regeneration guild is determined for each group based on two aspects: the guild of the species with the largest number of trees in the group and the guild that contains the most species in the group. In most cases the two agree, but when they are different we provide both (e.g. NPLD-SB). Dominant species means that this species has the highest number of trees in the group.

Group	Classification characteristics			
	Size	Guild	Phenology	Dominant species
g1r3m3	4	SB	Ever	Garcinia smeathmannii
g1r3m1	20	NPLD-SB	Dec	Canarium schweinfurthii
g2r2m1	24	NPLD-SB	Dec	Entandrophragma candollei
g2r2m2	3	SB	Ever	Cola altissima
g2r2m3	4	SB	Ever	Afrostryax lepidophyllus
g3r4m2	3	SB	Dec	Monodora myristica
g3r4m1	24	NPLD-SB	Dec	Entandrophragma utile
g3r4m3	1	P	Ind	Zanthoxylum lemairei
g4r1m2	1	NPLD	Ever	Pycnanthus angolensis
g4r1m1	22	NPLD	Dec	Entandrophragma angolense
g5r1m2	1	P	Ind	Dictyandra arborescens
g5r1m1	21	NPLD	Dec	Lovoa trichilioides
g5r1m3	3	NPLD	Dec	Entandrophragma cylindricum
g6r2m3	2	P	Ever	Cleistopholis glauca
g6r2m1	11	P	Dec	Terminalia superba

#### II.4.2.2 Prediction results, correction factors, and asymptotic state

Among the 230 tree species at M’Baïki, 12 were not considered for analysis for various reasons (missing covariates, lack of replicate measurements) and remained unclassified. Out of the 218 tree species retained for analysis, 21 are not present in the training set but are present in the validation dataset and are classified *a posteriori*. It is still necessary to account for the 12 unclassified species when computing the stand basal area ( $Bast(t)$ ) and the stand density ( $Dst(t)$ ) to avoid underestimating these two competition indices. Hence, correction factors  $c_B$  and  $c_D$  are applied to  $Bast(t)$  and  $Dst(t)$ , respectively. Factor  $c_B$  is computed as the ratio of the total stand basal area in 1992 over the cumulated basal area of classified species in 1992:  $c_B = 1.00259 (\pm 0.00027)$ . Factor  $c_D$  is computed as the ratio of the total number of trees in 1992 over the cumulated number of trees from species that were classified in 1992:  $c_D = 1.000351 (\pm 0.00011)$ . Year 1992 is chosen because information for all processes and environmental variables are available from this time on. The two competition indices are then computed from the vector of the number of trees as:  $Bast(t) = c_B \times \sum_s \mathbf{B}' \mathbf{N}_s(t)$  and  $Dst(t) = c_D \times \sum_s \mathbf{1}' \mathbf{N}_s(t)$ , where  $\mathbf{B} = (\frac{\pi}{4} D_i^2)_{i=1 \dots I}$  is the vector of mean basal area for each diameter class,  $\mathbf{1}$  is a vector of ones of length  $I$ , and prime denotes the transpose operator.

The results of the simulated forest dynamics using the inhomogeneous matrix model over 2,000 years starting with the observed forest stand in 1992 is shown in Figure II.4 (see the Supporting Material for the complete R code). The predicted asymptotic tree density, basal area, and dbh structure match the observations of the validation data in 2012. In addition, the observed dbh distribution in 2012

at M'Baïki has an inverse-J shape that is typical of natural rain forests (see Figure II.4c). It could be fit by an exponential distribution with parameter 0.0724 (standard error 0.0047). In comparison, the predicted dbh distribution also presents an inverse-J shape and can be fit by an exponential distribution with parameter 0.0695.

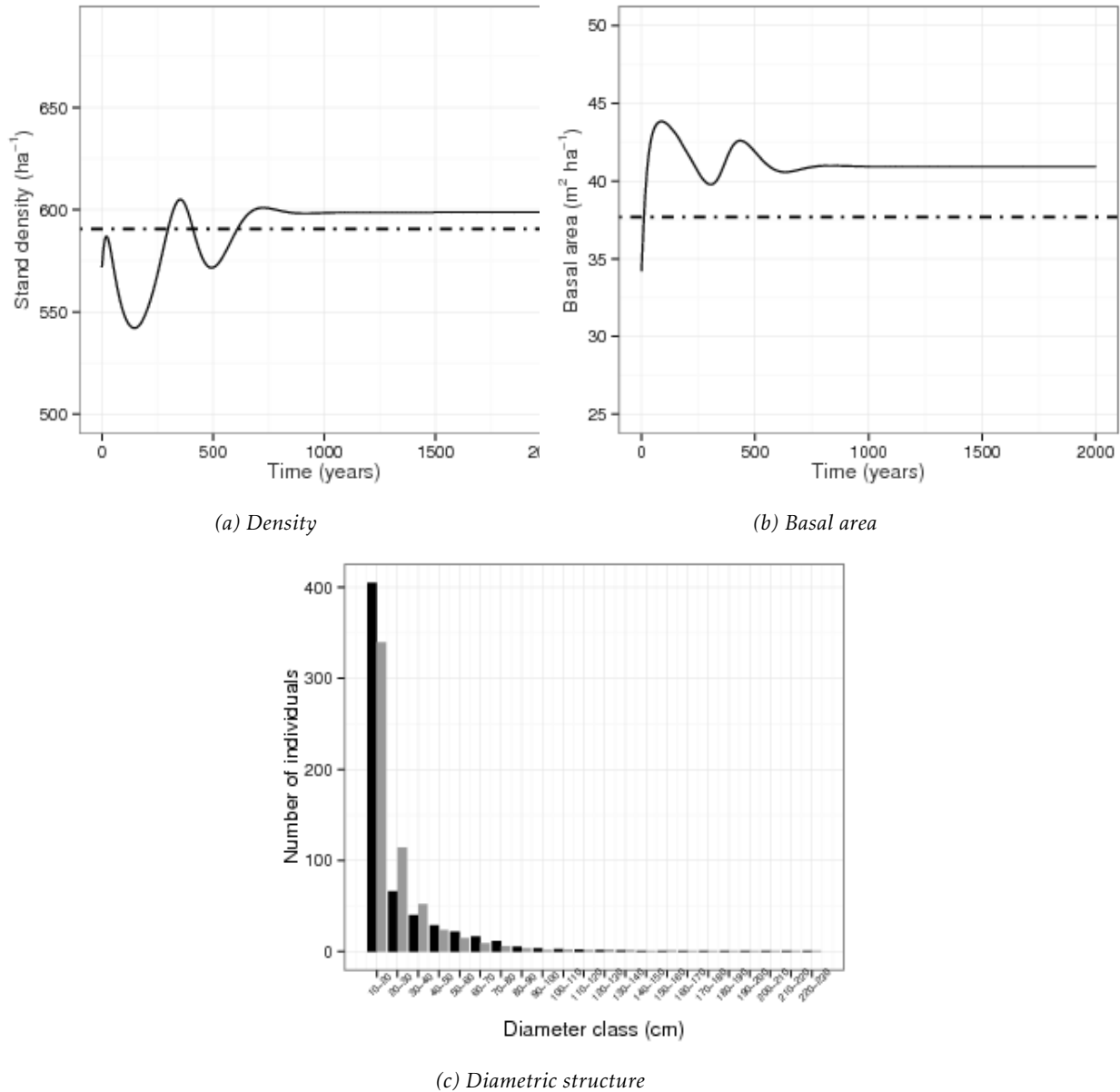


Figure II.4 – Density (Number of tree per ha), basal area (per ha), and diametric structure. In a and b the solid lines correspond to the simulated forest and the dot-dashed lines to the observed stand in 2012 on the validation blocks. In c the black bars correspond to the simulated forest and the grey ones to the observed stand.

We also compared the predicted dynamics following a 28-year wait after disturbance of the asymptotic state to the observed dynamics between 1982 and 2012 in the logged plots of the validation dataset (see Figure II.5). The simulated disturbance for the asymptotic state consisted of removing with probability 1/2 trees with dbh greater than 80 cm from the asymptotic dbh distribution. This corresponds to

a perturbation of the same magnitude as the one realized in 1984 at M’Baïki in terms of lost basal area, but performed on a wider range of species. The model successfully predicts the reconstitution rate of the basal area after disturbance (slope of dynamics): the predicted rate is 0.4329, while the observed rates in the logged plots of the validation data have a mean of 0.4517 and standard error 0.0929.

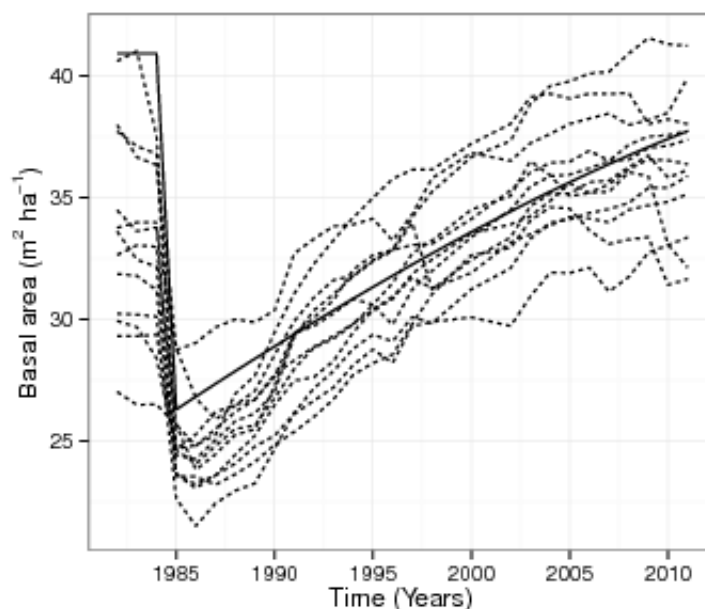


Figure II.5 – Dynamics of the basal area after logging (solid line: prediction; dashed lines: observations from 1982 to 2012 in the logged plots of the validation blocks).

## II.5 Discussion

The proposed mixture of inhomogeneous matrix models is an original method that simultaneously fits matrix population models for species-rich ecosystems, clusters species into ecologically meaningful groups, and selects relevant environmental covariates. As such, it is an integrated alternative to classical methods for building matrix population models, for classifying species, or for selecting variables in regression models. The coupling of modern covariate selection methods and mixture model approaches that we have put forward in the mixture of inhomogeneous matrix models can be straightforwardly incorporated into any model where individual growth is regressed against size and environmental covariates. In particular, it could also be implemented in individual-based models (Dunstan et al. 2011) or in integral projection models (Zuidema et al. 2010).

Compared to other modelling approaches, the mixture of inhomogeneous matrix models combines the power of modern and technically complex statistical methods with the simplicity of matrix modelling. In this paper, we considered a few potential covariates, but the proposed method has the flexibility to handle a large number of covariates and select the relevant ones to model the dynamics and refine the predictions. For example, species-specific functional traits, such as the 99-percentile of di-

ameter or wood density, as proposed by Hérault et al. (2011) could be included as potential covariates. For the front-end user, the model is as simple to use as any other matrix model. We thus expect the mixture of inhomogeneous matrix models to be useful in all application areas where matrix population models have been found to be useful decision tools, such as population viability analysis (Morris and Doak 2002) or the management of wildlife population with harvest (Jensen 1996), in particular when operating in a variable environment.

Taking into account environmental variability in matrix models is crucial to better understand and predict consequences of environmental variations on population dynamics. In the particular case of the M'Baiki tropical rain forest, we demonstrated the model's ability to reproduce the stand structure at equilibrium and the dynamics after disturbance. We showed, using simple exploitation rules, that the model could successfully reproduce post-logging dynamics over a 25-year period. Climate variables were also included in the environmental variables, thus paving the way for predicting the impact of climate change (Liang et al. 2011), including the change in species composition or the interaction between disturbance and climate change, caused by the species differentiated responses to climate. The role of climate in forest dynamics at M'Baiki will be investigated in a future study.

Further work should be pursued to address some issues that were not taken into account in this paper. In particular, (i) explicitly modeling the time dependence between observations within the same tree, (ii) addressing the zero inflation in the recruitment process, and (iii) investigating the impact of imbalanced class distributions on the results of the mixture models. For the first, mixed models offer a flexible method to handle longitudinal dependence (Bondell et al. 2010, Schelldorfer et al. 2014). Our method can be extended to accommodate this by considering mixtures of generalized linear mixed models with variable selection. However, this is computationally challenging and requires the development of efficient algorithms. For the second, zero-inflated distributions provide a general framework to overcome the presence of a large number of zeros (Flores et al. 2009). However, the challenge of using zero-inflated models in the context of model-based clustering is the complexity of nesting two-levels of mixtures: one corresponding to the mixture of a point mass at zero and a Poisson (or negative binomial) distribution, and the other corresponding to the mixture of distributions used to identify groups of species. For the imbalanced class distribution issue, which may compromise the performance of clustering, sampling methods, such as random undersampling (Tseng and Wong 2005), are commonly used to achieve a more balanced distribution. The integration of such sampling strategies with ensemble learning methods, like bagging (Breiman 1996) and boosting (Friedman 2000), has been shown to improve the performance of imbalanced data classification/clustering (He and Garcia 2009). However, the problem is more complicated in our context, where the clustering is done at the species level and the imbalanced distribution occurs both at the level of the species and the varying number of trees within species.

Finally, we have fit the growth, mortality, and recruitment models separately. This ensures an optimal fit for each dynamic component. However, because growth, mortality, and recruitment are non-linearly combined into the matrix model, this does not ensure an optimal fit at the matrix model level. Combining equations estimated separately may induce a prediction bias at the population level. Although scarcely documented in the scientific literature, this prediction bias is a well-known issue among forest modellers and occurs in different types of forest dynamic models. The problem is usually addressed by tuning a posteriori some coefficients (Favrichon 1998). An alternative to deal with this problem and a possible extension of our proposed model would be to formulate a unified approach that allows the fit of the three demographic processes simultaneously using an integrated population model (Abadi et al. 2010). This can be achieved within a Bayesian hierarchical framework (Cressie et al. 2009) by defining a first level that models the number of trees in a diameter class  $N_s(t)$  conditionally on the growth, mortality, and recruitment processes, and a second level that models these demographic processes using mixture models with variable selection similarly to the method we have proposed here.

## Supporting Information

Additional information and supplementary material for this article, including R code, are available online at the journal's website.

## Acknowledgements

This research was supported by the CoForChange project (<http://www.coforchange.eu/>) funded by the ERA-Net BiodivERsA with the national funders ANR (France) and NERC (UK), part of the 2008 BiodivERsA call for research proposals involving 16 European, African and international partners including a number of timber companies (see the list on the website, <http://www.coforchange.eu/partners>), and by the CoForTips project funded by the ERA-Net BiodivERsA with the national funders FWF (Austria), BelSPO (Belgium) and ANR (France), part of the 2011-2012 BiodivERsA call for research proposals (<http://www.biodiversa.org/519>). We would also like to thank the two anonymous referees for their constructive comments.



## Bibliography

- F. Abadi, O. Gimenez, R. Arlettaz, and M. Schaub. An assessment of integrated population models: bias, accuracy, and violation of the assumption of independence. *Ecology*, 91(1):7–14, 2010.
- H. Akaike. A new look at the statistical model identification. *IEEE Transactions on Automatic Control*, 19(6):716–723, 1974.
- D. Alder, F. Oavika, M. Sanchez, J. N. M. Silva, P. Van der Hout, and H. L. Wright. A comparison of species growth rates from four moist tropical forest regions using increment-size ordination. *International Forestry Review*, 4(3): 196–205, 2002.
- F. Bedel, L. Durrieu de Madron, B. Dupuy, V. Favrichon, H. Maître, A. Bar-Hen, and P. Narboni. Dynamique de croissance dans des peuplements exploités et éclaircis de forêt dense africaine. le dispositif de m’baïki en république centrafricaine (1982-1995). *CIRAD Forêt, Montpellier. Série FORAFRI, document*, 1:71, 1998. URL <http://forafri.cirad.fr/ressources/forafri/02.pdf>.
- D. Bellwood and P. Wainwright. Locomotion in labrid fishes: implications for habitat use and cross-shelf biogeography on the great barrier reef. *Coral Reefs*, 20(2):139–150, 2001.
- F. Bénédet, D. Vincke, A. Fayolle, F. Doucet, and S. Gourlet-Fleury. Cofortraits, african plant traits information database. version 1.0. [http://coforchange.cirad.fr/african\\_plant\\_trait](http://coforchange.cirad.fr/african_plant_trait), 2014. Access to database can be granted upon request.
- C. Biernacki, G. Celeux, and G. Govaert. Assessing a mixture model for clustering with the integrated completed likelihood. *IEEE Transactions on Pattern Analysis and Machine Intelligence*, 22(7):719–725, 2000.
- H. Bondell, A. Krishna, and S. Ghosh. Joint variable selection for fixed and random effects in linear mixed-effects models. *Biometrics*, 66(4):1069–1077, 2010.
- L. Breiman. Bagging predictors. *Machine Learning*, 24(2):123–140, 1996.
- P. Brown, M. Vannucci, and T. Fearn. Multivariate bayesian variable selection and prediction. *Journal of the Royal Statistical Society, Ser. B.*, 60(3):627–641, 1998.
- J. Buongiorno and J. Gilles. *Decision Methods for Forest Resource Management*. Academic Press, Elsevier Science (USA), 2003.
- J. Buongiorno and B. Michie. A matrix model of uneven-aged forest management. *Forest Science*, 26(3):609–625, 1980.
- H. Caswell. *Matrix population models, construction, analysis, and interpretation*. Sinauer Associates, Inc. Publishers, Sunderland, Massachusetts, deuxième édition, 2001.
- N. Cressie, C. A. Calder, J. S. Clark, J. M. V. Hoef, , and C. K. Wikle. Accounting for uncertainty in ecological analysis: the strengths and limitations of hierarchical statistical modeling. *Ecological Applications*, 19(3):553–570, 2009.
- E. Crone, E. Menges, M. Ellis, T. Bell, P. Bierzychudek, J. Ehrlén, T. Kaye, T. Knight, P. Lesica, W. Morris, G. Oostermeijer, P. Quintana-Ascencio, A. Stanley, T. Ticktin, T. Valverde, and J. Williams. How do plant ecologists use matrix population models? *Ecology Letters*, 14(1):1–8, 2011.
- A. Dempster, N. Laird, and D. Rubin. Maximum likelihood from incomplete data via the EM algorithm. *Journal of the Royal Statistical Society. Series B*, 39(1):1–38, 1977.

2178 V. Demyanov, S. Wood, and T. Kedwards. Improving ecological impact assessment by statistical data synthesis  
2179 using process-based models. *Journal of the Royal Statistical Society: Series C (Applied Statistics)*, 55(1):41–62, 2006.

2180 P. Dunstan, S. Foster, F. Hui, and D. Warton. Finite mixture of regression modeling for high-dimensional count and  
2181 biomass data in ecology. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics*, 18(3):357–375, 2013.

2182 P. K. Dunstan, S. D. Foster, and R. Darnell. Model based grouping of species accross environmental gradient.  
2183 *Ecological Modelling*, 222(4):955–963, 2011.

2184 V. Favrichon. Classification des espèces arborées en groupes fonctionnels en vue de la réalisation d’un modèle de  
2185 dynamique de peuplement en forêt guyanaise classification of guiana forest tree species into functional groups  
2186 for a model of vegetation dynamic. *Revue d’écologie*, 49:379–403, 1994.

2187 V. Favrichon. Modeling the dynamics and species composition of tropical mixed-species uneven-aged natural forest:  
2188 effects of alternative cutting regimes. *Forest Science*, 44(1):113–124, 1998.

2189 J. Fieberg and S. Ellner. Stochastic matrix models for conservation and management: a comparative review of  
2190 methods. *Ecology Letters*, 4(3):244–266, 2001.

2191 O. Flores, V. Rossi, and M. F. Autocorrelation offsets zero-inflation in models of tropical saplings density. *Ecological*  
2192 *Modeling*, 220(15):1797–1809, 2009.

2193 J. Friedman. Greedy function approximation: A gradient boosting machine. *Annals of Statistics*, 29(5):1189–1232,  
2194 2000.

2195 J. Friedman, T. Hastie, and R. Tibshirani. Regularization paths for generalized linear models via coordinate descent.  
2196 *Journal of Statistical Software*, 33(1):1–22, 2010.

2197 J. García López and C. Allué. Modelling phytoclimatic versatility as a large scale indicator of adaptive capacity to  
2198 climate change in forest ecosystems. *Ecological Modelling*, 222(8):1436–1447, 2011.

2199 H. Gitay and I. Noble. *What are functional types and how should we seek them?* Cambridge University Press, 1997.

2200 S. Gourlet Fleury, L. Blanc, N. Picard, P. Sist, J. Dick, R. Nasi, M. D. Swaine, and E. Forni. Grouping species for  
2201 predicting mixed tropical forest dynamics: looking for a strategy. *Annals of Forest Science*, 62(8):785–796, 2005.

2202 B. Grün and F. Leisch. Fitting finite mixtures of generalized linear regressions in R. *Computational Statistics & Data*  
2203 *Analysis*, 51:5247–5252, 2007.

2204 B. Grün and F. Leisch. FlexMix version 2: Finite mixtures with concomitant variables and varying and constant  
2205 parameters. *Journal of Statistical Software*, 28(4):1–35, 2008.

2206 M. Gupta and J. Ibrahim. Variable selection in regression mixture modeling for the discovery of gene regulatory  
2207 networks. *Journal of the American Statistical Association*, 102(479):867–880, 2007.

2208 W. Hargrove and F. Hoffman. Potential of multivariate quantitative methods for delineation and visualization of  
2209 ecoregions. *Environmental Management*, 34(1):39–60, 2004.

2210 H. He and E. Garcia. Learning from imbalanced data. *IEEE Transactions on Knowledge and Data Engineering*, 21(9):  
2211 1263–1284, 2009.

2212 B. Hérault, B. Bachelot, L. Poorter, V. Rossi, F. Bongers, J. Chave, C. Paine, F. Wagner, and C. Baraloto. Functional  
2213 traits shape ontogenetic growth trajectories among rain forest tree species. *Journal of Ecology*, 99(6):1431–1440,  
2214 2011.

2215 F. C. Hui, D. I. Warton, S. D. Foster, and P. K. Dunstan. To mix or not to mix: comparing the predictive performance

of mixture models versus separate species distribution models. *Ecology*, 94(9):1913–1919, 2013.

A. L. Jensen. Density-dependent matrix yield equation for optimal harvest of age-structured wildlife populations. *Ecological Modelling*, 88(1–3):125–132, 1996.

A. Khalili and J. Chen. Variable selection in finite mixture of regression models. *Journal of the American Statistical Association*, 102(479):1025–1038, 2007.

F. Leisch. FlexMix: A general framework for finite mixture models and latent class regression in R. *Journal of Statistical Software*, 11(8):1–18, 2004.

J. Liang. Dynamics and management of alaska boreal forest: An all-aged multi-species matrix stand growth model. *Forest Ecology and Management*, 260(4):491–501, 2010.

J. Liang, M. Zhou, D. Verbyla, L. Zhang, A. L. Springsteen, and T. Malone. Mapping forest dynamics under climate change: a matrix model. *Forest Ecology and Management*, 262(12):2250–2262, 2011.

G. McLachlan and T. Krishnan. *The EM Algorithm and Extensions*. Wiley Series in Probability and Statistics, 2008.

S. Monni and M. Tadesse. A stochastic partitioning method to associate high-dimensional responses and covariates. *Bayesian Analysis*, 4(3):413–436, 2009.

W. F. Morris and D. F. Doak. *Quantitative Conservation Biology: Theory and Practice of Population Viability Analysis*. Sinauer Associates, Inc., Sunderland, MA, 2002.

F. Mortier, V. Rossi, G. Guillot, S. Gourlet-Fleury, and N. Picard. Population dynamics of species-rich ecosystems: the mixture of matrix population models approach. *Methods in Ecology and Evolution*, 4(4):316–326, 2013.

D.-Y. Ouédraogo, F. Mortier, S. Gourlet-Fleury, V. Freycon, and N. Picard. Slow-growing species cope best with drought: evidence from long-term measurements in a tropical semi-deciduous moist forest of central africa. *Journal of Ecology*, 101(6):1459–1470, 2013.

J. Pastor and W. Post. Response of northern forests to co 2-induced climate change. *Nature*, 334:55–58, 1988.

R. Pearson, T. Dawson, P. Berry, and P. Harrison. Species: a spatial evaluation of climate impact on the envelope of species. *Ecological Modelling*, 154(3):289–300, 2002.

N. Picard, F. Mortier, and P. Chagneau. Influence of estimators of the vital rates in the stock recovery rate when using matrix models for tropical rainforests. *Ecological Modelling*, 214(2–4):349–360, 2008.

N. Picard, D.-Y. Ouédraogo, and A. Bar-Hen. Choosing classes for size projection matrix models. *Ecological Modelling*, 221(19):2270–2279, 2010.

N. Picard, P. Köhler, F. Mortier, and S. Gourlet-Fleury. A comparison of five classifications of species into functional groups in tropical forests of French Guiana. *Ecological Complexity*, 11:75–83, 2012.

I. C. Prentice, M. Sykes, and W. Cramer. A simulation model for the transient effects of climate change on forest landscapes. *Ecological Modelling*, 65(1–2):51–70, 1993.

R Core Team. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2014.

L. Rogers Bennett and D. Rogers. A semi-empirical growth estimation method for matrix models of endangered-species. *Ecological Modelling*, 195(3–4):237–246, 2006. URL <http://www.R-project.org/>.

S. Scheiter and S. I. Higgins. Impacts of climate change on the vegetation of Africa: an adaptive dynamic vegetation modelling approach. *Global Change Biology*, 15(9):2224–2246, 2009.

- 2254 J. Schelldorfer, L. Meier, P. Bühlmann, A. X. A. Winterthur, and E. T. H. Zürich. Glmmlasso: An algorithm for  
2255 high-dimensional generalized linear mixed models using  $\ell_1$ -penalization. *Journal of Computational and Graphical*  
2256 *Statistics*, 23(2):460–477, 2014.
- 2257 G. Schwarz. Estimating the dimension of a model. *Annals of Statistics*, 6(2):461–464, 1978.
- 2258 G. Shao. Potential impacts of climate change on a mixed broadleaved-korean pine forest stand: a gap model  
2259 approach. *Climatic change*, 34(2):263–268, 1996.
- 2260 I. Shimatani, Y. Kubota, K. Araki, S.-I. Aikawa, and T. Manabe. Matrix models using fine size classes and their  
2261 application to the population dynamics of tree species: Bayesian non-parametric estimation. *Plant Species Biology*,  
2262 22(3):175–190, 2007.
- 2263 H. Shugart and D. West. Forest succession models. *BioScience*, 30(5):308–313, 1980.
- 2264 A. Solomon. Transient response of forests to co<sub>2</sub>-induced climate change: simulation modeling experiments in  
2265 eastern north america. *Oecologia*, 68(4):567–579, 1986.
- 2266 N. Städler, P. Bühlmann, and S. Van De Geer.  $\ell_1$ -penalization for mixture regression models. *Test*, 19(2):209–256,  
2267 2010.
- 2268 P. Stankowski and W. H. Parker. Species distribution modelling: Does one size fit all? a phytogeographic analysis  
2269 of salix in ontario. *Ecological Modelling*, 221(13–14):1655–1664, 2010.
- 2270 R. Steneck and M. Dethier. A functional group approach to the structure of algal-dominated communities. *Oikos*,  
2271 69(3):DOI: 476–498, 1994.
- 2272 I. Stott, S. Townley, D. Carslake, and D. Hodgson. On reducibility and ergodicity of population projection matrix  
2273 models. *Methods in Ecology and Evolution*, 1(3):242–252, 2010.
- 2274 M. Swaine and T. Whitmore. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. *Vegetation*, 75  
2275 (1–2):81–86, 1988.
- 2276 T. R. Baker, K. Affum-Baffoe, D. Burslem, and M. D. Swaine. Phenological differences in tree water use and the  
2277 timing of tropical forest inventories: conclusions from patterns of dry season diameter change. *Forest Ecology*  
2278 *and Management*, 171(3):261–274, 2002.
- 2279 A. Talkkari, S. Kellomäki, and H. Peltola. Bridging a gap between a gap model and a physiological model for  
2280 calculating the effect of temperature on forest growth under boreal conditions. *Forest ecology and management*,  
2281 119(1–3):137–150, 1999.
- 2282 G. Tseng and W. Wong. Tight clustering: A resampling-based approach for identifying stable and tight patterns in  
2283 data. *Biometrics*, 61(1):10–16, 2005.
- 2284 I. M. Turner. *The ecology of trees in the tropical rain forest*. Cambridge Univ Pr, 2001.
- 2285 M. Usher. A matrix approach to the management of renewable resources, with special reference to selection forests.  
2286 *Journal of Applied Ecology*, 3(2):355–367, 1966.
- 2287 M. Usher. A matrix model for forest management. *Journal of Biometric Society*, 25(2):309–315, 1969.
- 2288 A. Weiskittel, D. Hann, J. Kershaw, Jr, and J. Vanclay. *Forest Growth and Yield Modeling*. Wiley, 2011.
- 2289 B. Zeide. Analysis of growth equations. *Forest Science*, 39(3):594–616, 1993.
- 2290 H. Zou. The adaptive lasso and its oracle properties. *Journal of the American Statistical Association*, 101(476):1418–  
2291 1429, 2006.

2292 P. Zuidema, E. Jongejans, P. Chien, H. During, and F. Schieving. Integral projection models for trees: a new param-  
2293 eterization method and a validation of model output. *Journal of Ecology*, 98(2):345–355, 2010.

## II.A ICL for growth, recruitment, and mortality processes at M'Baïki

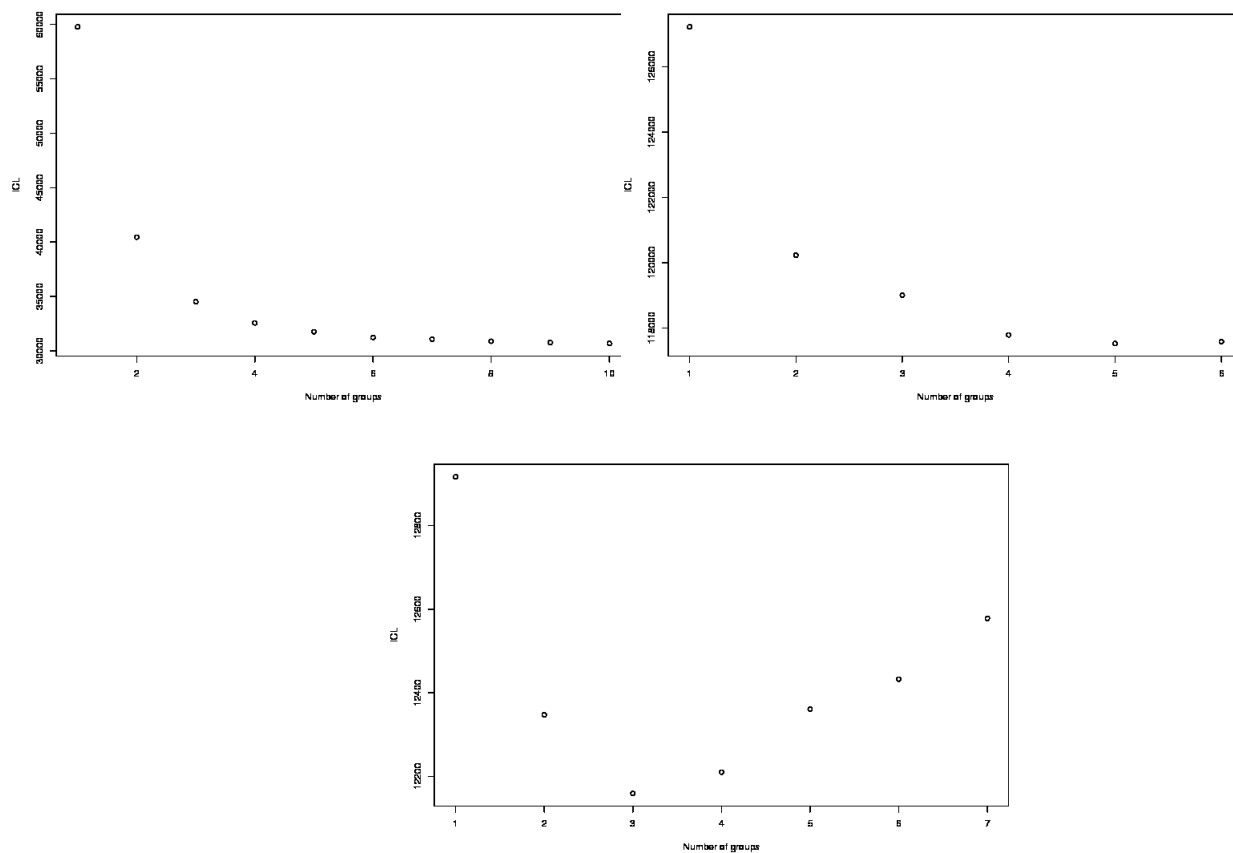


Figure II.A.1 – Integrated completed likelihood criterion (ICL) versus the number of components,  $K$ , in the mixture model for growth, recruitment, and death of tree populations at M'Baïki.

## II.B Parameter estimates for growth, recruitment, and mortality processes at M'Baïki

Table II.B.1 – Parameter estimates for the growth process at M'Baïki. Dots indicate the non-selected covariates.  $Di$  is tree dbh (cm),  $\log-Di$  is the log dbh, BAst is stand basal area ( $m^2$  per ha), Dst is stand density (per ha), LDS is the length of the dry season (month), RDS is the average rainfall during the dry season (mm), MSW is the annual average soil water content (mm).

Group	Intercept	Explanatory variables							$\sigma$
		$Di$	$\log-Di$	BAst	Dst	LDS	RDS	MSW	
g <sub>1</sub>	0.06387	-0.00172	0.09024	-0.00599	0.00006	-0.00286	0.00077	-0.00052	0.19637
g <sub>2</sub>	-0.03023	-0.00474	0.20246	-0.00963	.	-0.00820	0.00174	.	0.24522
g <sub>3</sub>	0.20971	-0.00699	0.22134	-0.01682	.	-0.00763	0.00323	.	0.29963
g <sub>4</sub>	-0.30034	0.00220	0.25007	-0.01546	0.00047	-0.02391	0.00415	-0.00041	0.34217
g <sub>5</sub>	-0.42281	-0.00887	0.42425	-0.01817	0.00029	-0.02344	0.00565	0.00058	0.42402
g <sub>6</sub>	-0.30377	-0.02173	0.91179	-0.05094	0.00059	-0.04410	0.00681	0.00044	0.69193

Table II.B.2 – Parameter estimates for the recruitment process at M'Baïki. Dots indicate the non-selected covariates. BAst is stand basal area ( $m^2$  per ha), Dst is stand density (per ha), LDS is the length of the dry season (month), RDS is the average rainfall during the dry season (mm).

Group	Intercept	Explanatory variables			
		BAst	Dst	LDS	RDS
r <sub>1</sub>	1.84266	-0.02336	-0.00187	-0.08442	0.00838
r <sub>2</sub>	2.77899	-0.04801	.	-0.18310	0.01092
r <sub>3</sub>	8.19705	-0.06392	-0.00854	-0.33954	0.02334
r <sub>4</sub>	2.16048	-0.04060	.	-0.06149	.

Table II.B.3 – Parameter estimates for the death process at M'Baïki. Dots indicate the non-selected covariates.  $Di$  is tree dbh (cm),  $\log-Di$  is the log dbh, BAst is stand basal area ( $m^2$  per ha), Dst is stand density (per ha), LDS is the length of the dry season (month), RDS is the average rainfall during the dry season (mm), MSW is the annual average soil water content (mm).

Group	Intercept	Explanatory variables						
		$Di$	$\log-Di$	BAst	Dst	LDS	RDS	MSW
m <sub>1</sub>	5.17950	-0.01318	0.50342	-0.04194	.	0.09653	.	.
m <sub>2</sub>	-3.33820	-0.04304	2.50780	-0.03717	.	0.02121	0.00619	0.00519
m <sub>3</sub>	8.47401	0.02775	-0.74533	-0.09358	.	0.27035	-0.01662	.





## Chapter III

# Impacts du changement climatique sur la dynamique future des forêts d'Afrique centrale

Ce chapitre est constitué d'un article scientifique, écrit en coauteur, intitulé « le changement climatique conduirait à une forte accélération de la dynamique des forêts d'Afrique centrale d'ici la fin du siècle », soumis à la revue *Environmental Research Letters*.

Climate change would lead to a sharp acceleration of Central African  
forests dynamics by the end of the century

Florian CLAEYS<sup>1,2,3,4,\*</sup>, Sylvie GOURLET-FLEURY<sup>2,3</sup>, Nicolas PICARD<sup>2,3</sup>,  
Dakis-Yaoba OUÉDRAOGO<sup>5</sup>, Mahlet G. TADESSE<sup>6</sup>, Bruno HÉRAULT<sup>2,3,7</sup>, Fidèle BAYA<sup>8</sup>,  
Fabrice BÉNÉDET<sup>2,3</sup>, Guillaume CORNU<sup>2,3</sup>, Frédéric MORTIER<sup>2,3</sup>

<sup>1</sup> AgroParisTech, 19 avenue du Maine, F-75732 Paris, France.

<sup>2</sup> Forêts et Sociétés, CIRAD, F-34398 Montpellier, France.

<sup>3</sup> Forêts et Sociétés, Univ Montpellier, CIRAD, Montpellier, France.

<sup>4</sup> Laboratory of Forest Economics (LEF), AgroParisTech-INRA, 14 rue Girardet, F-54000 Nancy, France.

<sup>5</sup> TERRA Teaching and Research Centre, Central African Forests, Gembloux Agro-Bio Tech, University of  
Liège, Passage des Déportés 2, 5030 Gembloux, Belgium.

<sup>6</sup> Georgetown University, 3700 O Street NW, Washington Dc 20057, Usa.

<sup>7</sup> Institut National Polytechnique Félix Houphout Boigny (INPHB), Yamoussoukro, Ivory Coast.

<sup>8</sup> Ministry of Environment, Sustainable Development, Waters, Forestry, Hunting and Fishery (MEDDE-  
FCP), Rue Ambassadeur R. Guérillot, BP 830 Bangui, Central African Republic.

\* Corresponding authors: [florian.claeys@gmail.com](mailto:florian.claeys@gmail.com) and [frederic.mortier@cirad.fr](mailto:frederic.mortier@cirad.fr).

ORCID: 0000-0003-1765-0520

Forêts et Sociétés, CIRAD, Campus international de Baillarguet, F-34398 Montpellier, France.

**Running head:** Climate change and Central African forests dynamics

**Paper type:** Research letter

## Abstract

Impacts of climate change on the future dynamics of Central African forests are still largely unknown, despite the acuteness of the expected changes and the extent of these forests. The high diversity of species and the potentially equivalent diversity of responses to climate modifications are major difficulties encountered when using predictive models to evaluate these impacts.

In this study, we applied a mixture of inhomogeneous matrix models to a long-term experimental site located in M’Baïki forests, in the Central African Republic (CAR). This model allows the clustering of tree species into processes-based groups while simultaneously selecting explanatory climate and stand variables at the group-level. Using CORDEX-African downscaled outputs of 10 general circulation models (GCM), we projected the future forest dynamics up to the end of the century, under constant climate and Representative Concentration Pathways 4.5 and 8.5. Through comparative analyses across GCM versions, we identified meta-groups, which give a more accurate picture than ecological guilds of the diversity of tree species dynamics and their responses to climate change.

Projections under constant climate were consistent with a forest ageing phenomenon, with a slow-down in forest dynamics and a reduction of the relative abundance of short-lived pioneers. Projections under climate change showed a general increase in growth, mortality and recruitment. This acceleration in forest dynamics led to a strong natural thinning effect, with different magnitudes across guilds and across meta-groups. These differences caused a compositional shift in favour of long-lived pioneers, at the detriment of shade-bearers.

Consistent with other field studies and projection works, even if further development should be contemplated to integrate the effects of atmospheric CO<sub>2</sub> concentration, our results show the importance of the diversity of tree species responses in the general sensitivity of Central African forests dynamics to climate change.

## Keywords

Tropical rainforest, climate change, CORDEX-Africa, permanent forest plot, M’Baïki experimental site, MIMM, ecological guilds, mixture of matrix models, variable selection

### III.1 Introduction

Among the multiple increasing anthropogenic factors that will affect tropical forests (Lewis et al. 2015), climate change appears to be both the most global and inevitable one. Its impact on tropical forest structure, composition and functioning is of utmost importance, since these ecosystems play a crucial role in the terrestrial carbon cycle (Ciais et al. 2013) and in climate change mitigation (Smith et al. 2014).

Existing studies have largely focused on Amazonia. On one hand, simulations of climate change impact have suggested that Amazonian forests could rapidly decline as a result of enhanced droughts and accelerated temperature increase: the Amazonian die-back (Cox et al. 2004). On the other hand, some models have projected a greening-up of Amazon forests with an overall gain in productivity as the fertilisation effect of increasing CO<sub>2</sub> concentration overcompensates for the losses due to changes in temperature and precipitation (Huntingford et al. 2013). The long-lasting idea of an Amazonian carbon sink may however be excessively optimistic and is still being debated (Lewis et al. 2015).

As the second largest continuously forested area in the world, Central Africa is a key region for both mitigation and adaptation (Niang et al. 2014). Its importance for mitigation is largely recognised, with forests sheltering 80% of the above-ground African carbon stock (Mayaux et al. 2013). It has also been described as a "hotspot of climate change" (Diffenbaugh and Giorgi 2012), where impacts of climate change are projected to occur one to two decades earlier than elsewhere. In this region, depending on the climate scenarios, temperature projections range between 2 and 4°C above the baseline observed in the second half of the 20<sup>th</sup> century reference (Aloysius et al. 2016). Compared to temperature projections, precipitation projections from general circulation models (GCM) or from regional circulation models (RCM) are more heterogeneous, partly because of the difficulty in resolving climate mechanisms driving the variability of precipitation across Central Africa (Pokam Mba et al. 2018). Continental lands are projected to endure an intensification of dry seasons (Malhi et al. 2013), a trend already widely observed for several decades (Zhou et al. 2014).

The response of Central African forests to climate change has remained largely understudied until recently (Sonwa et al. 2014), partly due to the lack of regional climate information (Lennard et al. 2018). The global study of Zelazowski et al. (2011) on the role of climate in the distribution of humid tropical forests and the first regional impact assessment of climate change on the Congo Basin by Ludwig et al. (2013) concluded that, in contrast to Amazonia, a die-back in Central African forests would be unlikely.

Relationships between climate variables and forest dynamics processes, *i.e.* growth, mortality and recruitment, are complex (Swann et al. 2016). They are widely variable from one species to another

resulting in species uniqueness in their possible response to climate change (Uriarte et al. 2018). The same changes in climate could be beneficial to some species, detrimental to others, leading to shifts in floristic composition.

A common approach used to explore the diversity of tropical tree species responses to climate variables relies on clustering species according to their degree of shade-tolerance, usually between pioneers (P), non-pioneer light-demanders (NPLD) and shade-bearers (SB), also called ecological guilds (Hawthorne 1995). In the Central African Republic (CAR), Ouédraogo et al. (2013) showed that SB, characterized by a low potential growth and thus a conservative strategy of resource use, were the least sensitive to drought. On the contrary, in Ghana, Fauset et al. (2012) found that drought might result in a dramatic shift from SB species to dry-adapted and deciduous species, mainly P and NPLD species, alongside an increase in above-ground biomass.

In a modelling perspective, tree species grouping, and more generally, plant functional classification (Lavorel et al. 2007) is a tool for simplifying the floristic complexity. Widely-used Hawthorne (1995)'s guilds belong to the category of ecological subjective groups and are not the best tools to build a model (Gourlet-Fleury et al. 2005): they are not directly linked with dynamics processes and the variability of species dynamics for the same group is still high. A better alternative is to cluster species into groups according to each dynamics process and then to analyse these groups using guilds categorisation (Mortier et al. 2013, Picard et al. 2010).

In this study, we aimed at disentangling the long-term effects of different climate variables on the structure and dynamics of a tropical rainforest in Central Africa. We used a modelling approach based on Mortier et al. (2015)'s mixture of inhomogeneous matrix models (MIMM) and applied it to forest inventory data from a unique 30 year-long experiment established at M'Baïki, in CAR. To integrate the variability of climate projections, we produced 10 different versions of MIMM, one for each GCM. After comparing observed and simulated forest stands, we examined the impact of climate change on forest dynamics, in terms of both structure and composition, over the 21<sup>st</sup> century.

## III.2 Material and methods

### III.2.1 Data

#### III.2.1.1 Forest inventory data

Annual forest inventories have been performed since 1982 at the M'Baïki experimental site (Figure III.A.1), established in CAR (3°54'N, 17°56'E). The vegetation is a Guineo-Congolian semi-deciduous

moist forest, with canopy dominated by *Cannabaceae*, *Myristicaceae* and *Meliaceae* families (Boulvert 1986). Ten permanent sample plots, four ha each, were established in two neighbouring forest reserves. Between 1982 and 2012, all trees  $\geq 10$  cm diameter at breast height (DBH) have been monitored. The floristic description of the trees is complete since 1992. Three disturbance treatments were implemented: three plots were left as controls, seven plots were selectively logged of which four were subsequently thinned. Selective logging occurred between 1984 and 1985 and consisted of harvesting commercial trees with DBH  $\geq 80$  cm. Thinning occurred two years after logging and consisted in poison girdling all non commercial trees with DBH  $\geq 50$  cm and cutting all lianas. A complete description of the experimental site can be found in Gourlet-Fleury et al. (2013).

### III.2.1.2 Climate data

To predict the climate at M’Baïki over the next century, we used outputs of regional climate simulations over 1992-2100 conducted over the Coordinated Regional Climate Downscaling Experiment (CORDEX)-Africa domain at a resolution of  $\approx 50$  km ( $0.44^\circ \times 0.44^\circ$ ). These climate predictions are considered to be a good compromise between model performances and computational limits (Panitz et al. 2014). CORDEX is a standardised framework in which GCM projections are dynamically downscaled by RCM over selected continent-scale regions (Jones et al. 2011), including Africa (Hewitson et al. 2012).

We used 10 GCM outputs (Table III.A.1), downscaled by the Rossby Centre regional atmospheric model (Samuelsson et al. 2011). For each GCM, we used three sets of climate projections: the historical runs over the period 1992-2005 extended over 2006-2099, which we refer to as baseline scenario, under constant climate; and the projected runs under two Representative Concentration Pathways (RCP), RCP 4.5 and RCP 8.5 (Moss et al. 2010), over the period 2006-2100. The baseline scenario allowed, by comparison with the two other scenarios, to identify forest dynamics that would or not be affected by climate change.

### III.2.2 Forest dynamics modelling methodology

We used the MIMM methodology (Mortier et al. 2015) to model the forest dynamics based on each of the 10 driving GCM. The MIMM method consists of two steps: (i) for each dynamic process, finite mixtures of Generalized Linear Models (GLM) are used to classify species into groups, to select the best explicative variables, and to estimate the model parameters; (ii) a Usher (1966; 1969) matrix model is then calibrated for each non-empty identified group and used to project forest dynamics. Further details are provided in the supplementary section III.A.3.

### III.2.3 Simulation protocol

#### III.2.3.1 Fitting GCM version of MIMM for M'Baïki

We used data collected on all the M'Baïki plots, regardless of the disturbance treatment applied, and data from CORDEX-Africa historical runs, to fit MIMM to the various GCM and to define the composition and the parameters associated to species groups, over the 1992-2005 period. This enabled us to quantify the dynamics processes over a large range of stand conditions, using  $\approx 120,000$  diameter increments measures, 3,600 death and 6,100 recruitment events.

We processed the climate data after extracting the 30 arc seconds ( $\approx 1 \text{ km}^2$ ) pixel corresponding to the M'Baïki site from raster maps of climate variables. For this pixel we averaged, on an annual basis, monthly time series of 13 climate variables. We excluded six highly correlated variables, using a variance inflation factor (VIF) threshold of five (Dormann et al. 2013). We thus kept seven climate variables to calibrate MIMM (Table III.A.2). Climate variables were complemented by four structure variables calculated from the M'Baïki forest inventories and directly linked to the development of trees and forest stands: DBH (in cm) and its logarithmic transformation,  $\log\text{-DBH}$ , to deal with the nonlinear association between DBH and the growth and mortality processes; stand density (in  $\text{ha}^{-1}$ ) and stand basal area (in  $\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$ ) to quantify the tree competition effect on growth, mortality and recruitment processes.

We assessed the observed and projected stand structures based on four output variables: stand density ( $\text{ha}^{-1}$ ), stand basal area ( $\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$ ), quadratic diameter (cm) and carbon biomass ( $\text{t}_{\text{eq}}\text{CO}_2.\text{ha}^{-1}$ ). We calculated the first three variables directly from the MIMM outputs at each time step while we estimated carbon biomass by combining the MIMM outputs with a pantropical allometric equation (Chave et al. 2014) with the conversion rate from biomass to carbon set to 0.47 (Eggleston et al. 2006, Table 4.3). We took species-specific wood densities from the database of Zanne et al. (2009). When there was no match at the species level, we used the average value at the genus level. When no value was available in the database, we used the default  $0.60 \text{ g.cm}^{-3}$  recommended by Henry et al. (2010, p. 1383) for tropical African woods.

#### III.2.3.2 Simulation of forest dynamics

For each of the 10 GCM, three simulation analyses were conducted. The first analysis, for calibration, aimed at comparing simulated and observed stands at M'Baïki. It involved running simulations from 1992 to 2005. The two other analyses, for validation and projection, started in 2006, when historical runs of GCM were no longer available. For each of these analyses, the three different climate scenarios presented in section III.2.1.2 were used for validation and projection. The validation analysis ended in

2478 2012, when the last forest inventories at M’Baïki were available. This was done to compare projected  
2479 forest stands to observed stands under different climate scenarios. The projection analysis ended in  
2480 2099 and aimed to simulate the impact of climate change over the 21<sup>st</sup> century, starting with the average  
2481 control plots of M’Baïki.

### 2482 **III.2.3.3 About the inclusion of atmospheric CO<sub>2</sub> concentration as an explanatory variable**

2483 While recent studies show that atmospheric CO<sub>2</sub> concentration varies both spatially and seasonally  
2484 across the world (Zhang et al. 2013), this variable was not available in CORDEX-Africa. In an attempt to  
2485 consider CO<sub>2</sub>, we averaged GCM projections of atmospheric CO<sub>2</sub> concentration under the CMIP5 (Taylor  
2486 et al. 2012) and included this average as a covariate in the 10 GCM versions. MIMM was fitted with and  
2487 without this variable to assess the relevance of including CO<sub>2</sub> concentration as a covariate.

2488 Although the calibration and validation procedures could be successfully completed, the simulations  
2489 over the projection period systematically failed to converge when including CO<sub>2</sub>. Forest dynamics  
2490 reached unrealistic levels, with infinite values in stand characteristics and processes. This failure was  
2491 due to the perfect correlation of the annual average atmospheric CO<sub>2</sub> concentration with time. Thus,  
2492 CO<sub>2</sub> effect was confounded with linear temporal trend, a situation that prevents any valid projection.  
2493 In the following, only results obtained without CO<sub>2</sub> concentration are presented.

### 2494 **III.2.3.4 Summarising MIMM outputs**

2495 Because the number of species combined to the 10 GCM versions led to an impractical number of  
2496 information, results were summarised by re-aggregating MIMM’s outputs according to the two follow-  
2497 ing approaches. The first, exogenous to MIMM, is based on ecological guilds, the second, endogenous  
2498 to MIMM, is based on the similarities of species groupings between GCM versions. For the latter, we  
2499 used hierarchical clustering to define new meta-groups. In comparison to guilds, meta-groups are more  
2500 representative of the internal functioning of the model as they follow the same logic of species group-  
2501 ing based solely on the similarity of their dynamic processes (Picard et al. 2010). Further details are  
2502 provided in the supplementary section III.B.2.

## 2503 **III.3 Results**

### 2504 **III.3.1 Species groups, guilds and meta-groups**

2505 Among the 10 different GCM versions used for applying MIMM to the M’Baïki data, the number of  
2506 groups identified ranged between 5 and 8 for the growth process, and 2 and 4 for the recruitment  
2507 process. For the mortality process, all versions agreed on 3 groups. Allocating species across growth,



mortality and recruitment groups resulted in 11 to 17 non-empty growth-mortality-recruitment combined groups. In these groups, depending on the GCM version, the number of species was variable with the largest groups containing between 35 and 67 species, and the average group between 12.2 and 18.9 species. The number of species groups obtained by model fitting and the species composition of these groups showed similarities and differences across GCM versions (Figure III.1a).

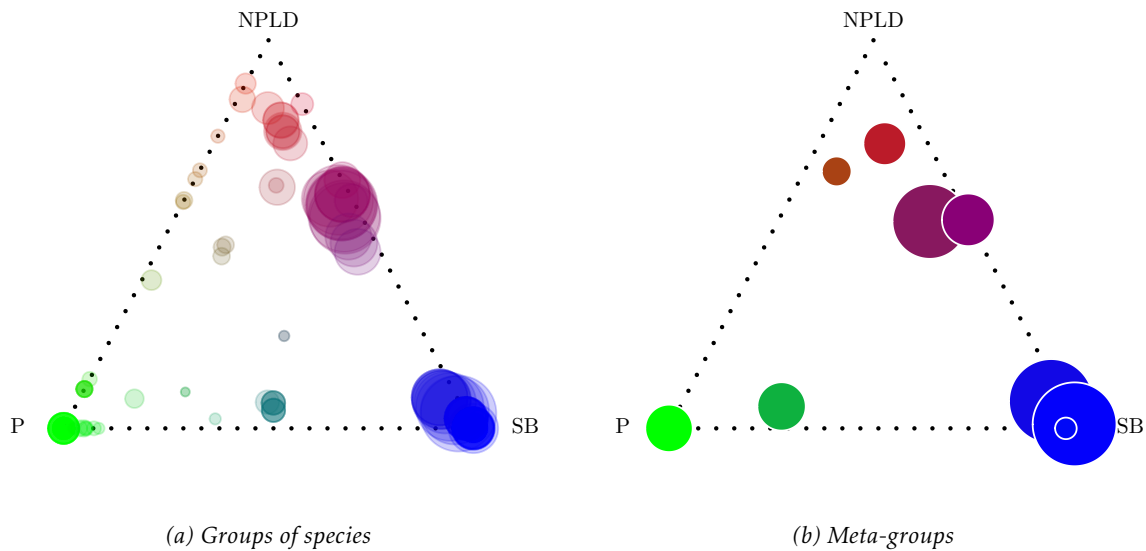


Figure III.1 – Overlapping projection of groups of species for each GCM version (subfigure III.1a) and of meta-groups (subfigure III.1b). For each point, the size depends on the number of trees clustered in the corresponding group or meta-group and the colour and point position stands for the guild composition of these trees: the more trees from P (respectively, NPLD and SB) in the group or in the meta-group, the closer the point to the P (respectively, NPLD and SB) summit of the simplex with green (respectively, red and blue).

To refine comparisons, we disaggregated model projections from the group to the species level, and then re-aggregated them into the guild level and into the meta-group level. The differences between groups, guilds and meta-groups are illustrated in Figure III.1 and detailed in Figure III.B.3. Some species groups, especially some P-dominated or SB-dominated groups were quite well discriminated on the basis of their guild composition. The majority of groups mixed species from two or all three guilds. In particular, no group was exclusively composed of NPLD.

Nine meta-groups were identified with a hierarchical cluster analysis (Figure III.B.3 and Table III.1). Among them, meta-groups 1 and 6 were highly dominated by SB. Meta-group 3 was clearly dominated by NPLD. Meta-group 4 was dominated by long-lived P while meta-group 9 almost exclusively contained short-lived P. The four remaining meta-groups gathered several guilds, either more light-demanding (meta-group 2), less light-demanding (meta-groups 7 and 8) or heterogeneous (meta-group 5).

Type of group	Dominating species	Number of trees	Number of species	Maximum DBH (cm)	Average growth (cm.yr <sup>-1</sup> )	Guild composition (%)		
						P	NPLD	Sb
1	<i>Garcinia punctata</i>	6978	42	37.5	0.11	0.4	1.0	98.6
2	<i>Entandrophragma cylindricum</i>	880	14	112.7	0.49	25.9	66.2	7.9
3	<i>Petersianthus macrocarpus</i>	1810	18	106.9	0.44	10.6	73.3	16.1
4	<i>Bosqueia angolensis</i>	2321	26	96.8	0.75	69.6	5.7	24.7
5	<i>Strombosia grandifolia</i>	461	5	70.8	0.25	3.0	0.0	97.0
6	<i>Staudtia kamerunensis</i>	7042	43	60.6	0.17	3.1	7.0	89.9
7	<i>Celtis zenkeri</i>	5544	42	77.2	0.31	9.6	53.3	37.1
8	<i>Pycnanthus angolensis</i>	2748	14	103.4	0.31	0.0	53.7	46.3
9	<i>Musanga cecropioides</i>	2233	4	100.5	1.27	99.9	0.0	0.1

Table III.1 – Ecological description of the meta-groups. From left to right, columns indicate the most abundant species inside each meta-group, the number of trees, the number of species, the maximum DBH (in cm), the diameter increment (in cm.yr<sup>-1</sup>) and the proportions of each regeneration guild (in %).

### III.3.2 Baseline scenario

Under constant climate, stand level projections differed from those observed in the control plots of M'Baïki (Figure III.2). The simulated stand basal area, quadratic diameter, and carbon biomass were significantly higher (p-values  $< 10^{-3}$ ), while the simulated stand density did not differ from the observed one (p-values  $> 0.05$ ). Regarding dynamics, the simulated mortality and recruitment processes did not differ from the observed ones (p-values  $> 0.05$ ), while the simulated growth was significantly lower (p-values  $< 0.01$ ). These results showed evidence of a forest ageing phenomenon with fewer but larger trees. The projected stand densities for all guilds were very close to the observed values (p-values  $> 0.5$ ).

Nevertheless, some differences were found between predictions under the baseline scenario and observations when decomposing forest structural variables and parameters of forest dynamics across guilds. The projections of quadratic diameter and carbon biomass of NPLD and SB species were all significantly higher than the observed values (p-values  $< 10^{-3}$ ). The basal area of SB species was also significantly higher (p-value  $< 10^{-3}$ ). Conversely, the projected basal area and quadratic diameter of P species were significantly lower than the observed values (p-values  $< 0.05$ ). Moreover, growth was significantly lower for all guilds (p-values  $< 0.01$ ). Projected mortality was significantly higher than observations for NPLD species (p-value  $< 10^{-3}$ ). We found no difference between projected and observed recruitments, for all guilds.

At meta-groups level, the composition remained almost unchanged between observations and projections, and we found no significant difference in stand density (Figure III.3). Trees quadratic diameter were significantly higher for all meta-groups except 4, 5 and 9 (significantly lower for meta-group 9). Growth was lower in projected stands under baseline scenario than in observed stands except for meta-groups 2 and 8. Mortality was significantly higher for meta-groups 2, 3 and 9. Recruitment was significantly lower for meta-group 1 and significantly higher for meta-groups 5 and 8. These results were also consistent with forest ageing, with a general decline in growth, and a decreased abundance of pioneers in favour of shade-tolerant species.

### III.3.3 Impacts of climate change on forest structure and dynamics

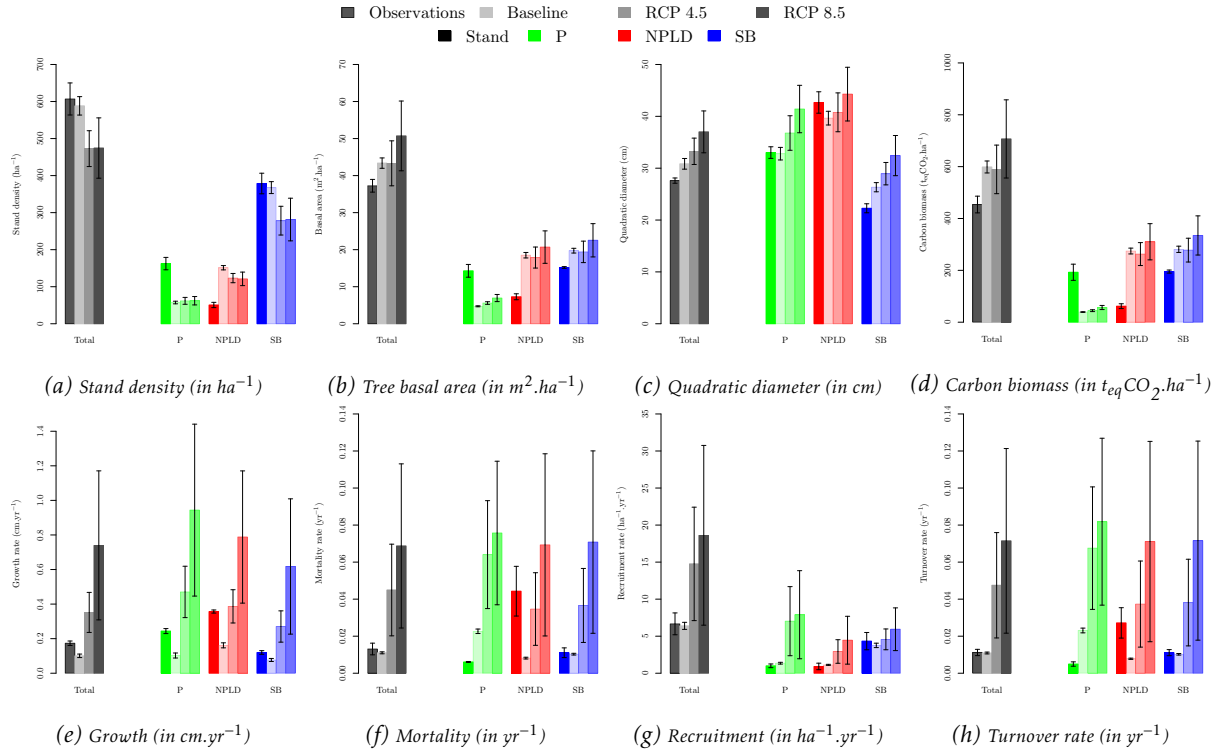
RCP 4.5 and 8.5 scenarios projected a strong impact of climate change on the structure and the dynamics of forest stands, compared with the baseline scenario (Figure III.2). The same trend, namely an acceleration of forest dynamics due to an enhancement of growth, recruitment and mortality processes, was observed in the great majority of the simulations under all scenarios, but with a higher variability for RCP 8.5 than for RCP 4.5.

Growth was multiplied by  $3.4 \pm 1$  under RCP 4.5 and by  $6.8 \pm 4$  under RCP 8.5 compared to the baseline scenario. Mortality was multiplied by  $3.7 \pm 2$  under RCP 4.5 and  $5.7 \pm 3$  under RCP 8.5, while recruitment, divided by stand density, was multiplied by  $3.9 \pm 2$  under RCP 4.5 and  $5.7 \pm 4$  under RCP 8.5. For the baseline scenario, the turnover (calculated as the average of mortality and recruitment rates) was found to equal  $1.1 \pm 0.05\%$  while for the RCP 4.5 and 8.5, it equalled  $4.7 \pm 3\%$  and  $7.1 \pm 5\%$  respectively.

Climate change significantly impacted the stand density as well as the structural characteristics of the forest: a thinning phenomenon was observed with stand density falling from  $588 \pm 25 \text{ ha}^{-1}$  to  $473 \pm 48 \text{ ha}^{-1}$  under RCP 4.5 and to  $474 \pm 81 \text{ ha}^{-1}$  under RCP 8.5, paralleled with an increase of the quadratic diameter from  $31 \pm 1 \text{ cm}$  to approximately  $33 \pm 3 \text{ cm}$  under RCP 4.5 and  $37 \pm 4 \text{ cm}$  under RCP 8.5.

Climate change impacted differently the ecological guilds. It was found to favour P over S<sub>B</sub> (no significant effect on N<sub>PLD</sub>). The proportion of S<sub>B</sub> fell from  $62 \pm 0.5\%$  to  $56 \pm 4\%$  under RCP 4.5 and to  $55 \pm 5\%$  under RCP 8.5, while the proportion of P increased from  $10 \pm 0.4\%$  to  $16 \pm 5\%$  under RCP 4.5 and to  $17 \pm 5\%$  under RCP 8.5. Meanwhile, the proportion of N<sub>PLD</sub> remained around 26%. P turnover rose from  $2.3 \pm 0.1\%$  for the baseline scenario, to  $6.8 \pm 3\%$  under RCP 4.5 and  $8.2 \pm 5\%$  under RCP 8.5. N<sub>PLD</sub> and S<sub>B</sub> turnover shared the same pattern of increased turnover: from  $0.78 \pm 0.03\%$  to  $3.7 \pm 2\%$  and  $7.1 \pm 5\%$  (N<sub>PLD</sub> species); from  $1 \pm 0.04\%$  to  $3.8 \pm 2\%$  and  $7.2 \pm 5\%$  (S<sub>B</sub> species).

Forest dynamics acceleration, albeit with much more variability under RCP 8.5 compared to RCP 4.5, was a general trend projected for all processes and all meta-groups (Figure III.3), with the sole exception of recruitment for meta-group 1 that decreased with time. The magnitude of increase varied greatly from one meta-group to the other leading to changes in the composition of the forest. The natural thinning effect projected at the whole-stand level mainly affected the most abundant meta-groups in the control stands, dominated by S<sub>B</sub> – the relative proportion of meta-groups 1, 6 and 7 fell from  $22 \pm 7.1\%$ ,  $26 \pm 8.2\%$ ,  $23 \pm 7.2\%$  in the control stands to  $19 \pm 5.9\%$ ,  $21 \pm 6.6\%$ ,  $20 \pm 6.5\%$  under RCP 8.5 – and favoured meta-group 4 dominated by P, whose relative proportion doubled from  $7 \pm 2.1\%$  to  $14 \pm 4.6\%$ , and meta-groups dominated by N<sub>PLD</sub> – the relative proportion of meta-groups 2 and 3 rose from  $4 \pm 1.2\%$  and  $6 \pm 1.9\%$  to  $6 \pm 1.8\%$  and  $9 \pm 2.7\%$ .



**Figure III.2** — Average values and standard errors of output variables describing the structure and dynamics of observed and projected forest stands, at the stand and at the guilds levels. Structure variables are stand density (in  $\text{ha}^{-1}$ , subfigure III.2a), tree basal area (in  $\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$ , subfigure III.2b), quadratic diameter (in cm, subfigure III.2c) and above-ground carbon biomass (in  $t_{eq}\text{CO}_2.\text{ha}^{-1}$ , subfigure III.2d). Dynamics processes are growth (in  $\text{cm}.\text{yr}^{-1}$ , subfigure III.2e), mortality (in  $\text{yr}^{-1}$ , subfigure III.2f) and recruitment (in  $\text{ha}^{-1}.\text{yr}^{-1}$ , subfigure III.2g) while turnover rate (in  $\text{yr}^{-1}$ , subfigure III.2h) is also given. For each variable or process, values are indicated at the whole stand level (first set, in grey) from left to right, and at the guild level (red, green, blue, for NPLD, P and SB respectively). Each set of barplot is composed of four bars, with more or less saturated colour. From left to right: M’Baïki control plots observations between 1992 and 2005 (first bar), simulated stationary states under constant historical climate (second bar), simulated states under Rcp 4.5 and Rcp 8.5, between 2087 and 2097 (3<sup>rd</sup> and 4<sup>th</sup> bars respectively).

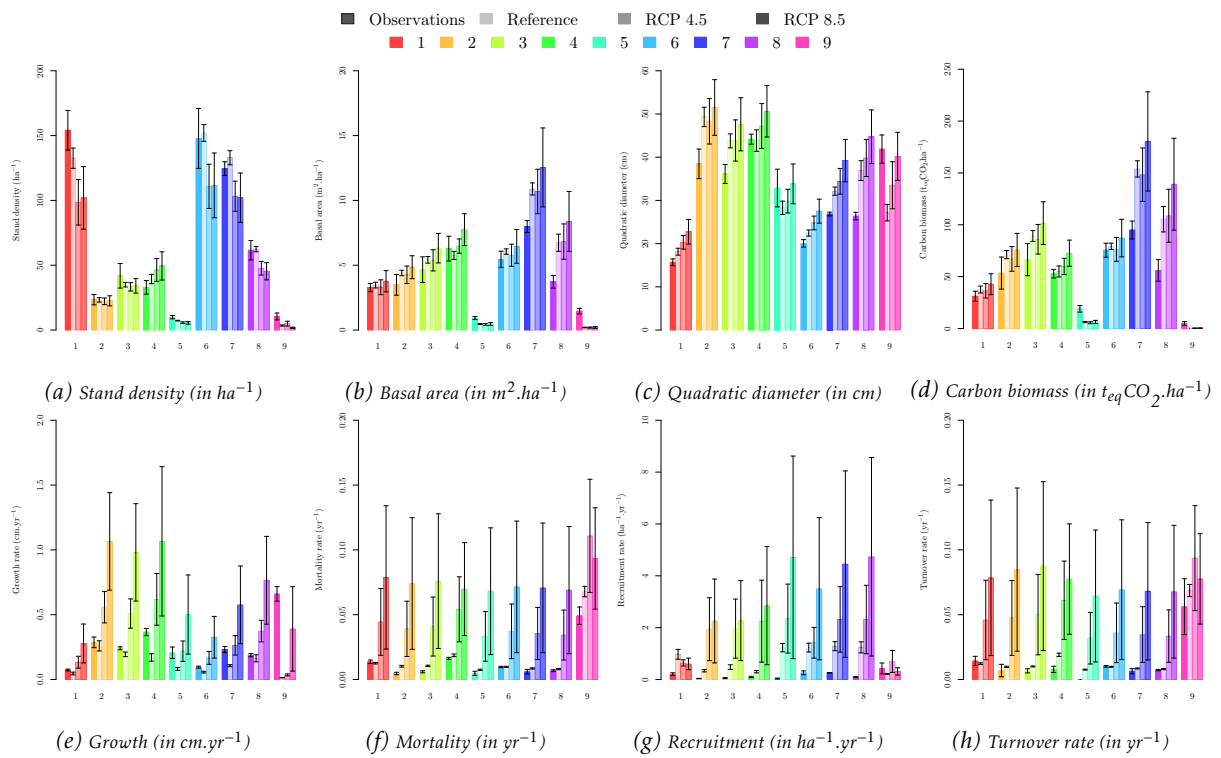


Figure III.3 – Same than Figure III.2, but for meta-groups.

## III.4 Discussion

We used the MIMM methodology to build groups of species based on their dynamics responses to climate and structure variables and to project the dynamics of M’Baïki forest stands over the 21<sup>st</sup> century under a constant climate scenario and under two scenarios of climate change, RCP 4.5 and 8.5. We showed that climate change would lead to a sharp acceleration of forest dynamics, with an increase of growth, mortality and recruitment. The magnitude of the increase greatly varied from one group of species to another, leading to a shift in the structure as well as in the composition of forest stands. Namely, we projected a natural thinning phenomenon of forests that would differently affect the groups of species. This would result in an increase of the relative proportion of pioneers, at the detriment of shade-bearers.

### III.4.1 Climate change would accelerate the dynamics of tropical forests

The simultaneous increase of growth, mortality and recruitments, as well as basal area and above-ground biomass, is consistent with historical observations in the M’Baïki forests (Gourlet-Fleury et al. 2013) and has already been well documented at a pantropical scale (Malhi et al. 2014). Our projections are also consistent with projections from pantropical works (Lewis et al. 2015) and Central African works (Ludwig et al. 2013).

Our simulations projected a slight increase of carbon biomass. This result is also consistent with previous works in tropical forests which suggested that climate change induces a shift from low-biomass forests to high-biomass forests (Cernusak et al. 2013). The increase of carbon biomass projected in our baseline scenario, without climate change, is consistent with observations of forest ageing. It can be explained by a recovery from past human-induced disturbance (Morin Rivat et al. 2013).

### III.4.2 Climate change would affect forest composition by favouring pioneers

Climate change would differently increase species dynamics leading to a deep change in forest composition. In particular, we projected a rise of long-lived pioneers (meta-group 4) at the detriment of shade-bearers (meta-groups 1, 6 and 7). Compared to shade-bearers, pioneers have higher light requirements, faster growth and are more disturbance-adapted. Some studies have already reported shifts in tree composition favouring fast-growing species over slow-growing ones (Wright 2005) and have hypothesised a response to climate change. The expected higher dominance of pioneers may also raise questions about the future capacity of Central African forests to cope with droughts. Indeed, although pioneers are mostly deciduous and therefore well adapted to seasonal drought, the increase in their dominance may have a negative effect on the global ecosystem resistance to water stress because pioneers that allocate their resources to fast growth are less resistant to water stress (Aubry Kientz et al.

2015).

### III.4.3 Toward an improved modelling of tropical forests dynamics in a changing climate

The interest of modelling is not only to project the impacts of climate change on the dynamics of tropical forests, but also to expand our current knowledge on how to take into account the diversity of tree species responses in forest modelling.

The elaboration of optimal species aggregation techniques for modelling the dynamics of species-rich ecosystems remain an active issue (Kazmierczak et al. 2014). Nevertheless, the comparison of several classifications coming from the GCM versions shows a great similarity in the way species are grouped, making it possible to identify meaningful ecological meta-groups. A similar result can be found in Picard et al. (2012), in French Guiana. Identified meta-groups differ in many ways from the Hawthorne (1995)'s guilds: species with different dynamics profiles can be distinguished within the same guild, notably among the pioneers, while other species are grouped together although they are considered to belong to distinct guilds, notably the SB and the NPLD. More generally, in the continuation of the work of Gourdlet-Fleury et al. (2005), Picard et al. (2010) and Mortier et al. (2015), our results show the value of using dynamics data-driven classifications rather than classifications based on ecological knowledge to simulate long-term forest dynamics.

Another challenge for improving tropical forest dynamics models, including species classification, relates to the effects of increased atmospheric CO<sub>2</sub> concentration, as already highlighted by Ludwig et al. (2013). Despite the high sensitivity of growth to CO<sub>2</sub>, the fertilisation effect of increased CO<sub>2</sub> remains difficult to prove in tropical forests (Schippers et al. 2015). To overcome the problem of excessive collinearity with time, more accurate data would be necessary, with a larger temporal variability. Such data could soon be available through satellite monitoring of regional variations of atmospheric composition (Hammerling et al. 2012). Models based on a mixture of ecophysiological processes and dynamic processes could also be contemplated (Feng et al. 2018). Free-air CO<sub>2</sub> enrichment experiments are also starting to be used in long-term climate projections (Walker et al. 2015).

Further developments can also be contemplated with ongoing CMIP6 (Eyring et al. 2016), the study of 1.5° global warming impacts in Africa (Nikulin et al. 2018) and advances in the use of extended matrix of GCM-RCM experiments (Wilcke and Barring 2016). All these works would soon offer new opportunities to enhance the future projections of climate change and to improve the understanding of its impact on tropical forest dynamics (Malhi et al. 2014).



## Acknowledgement

We thank the Forestry Research Support (ARF, *Appui à la recherche forestière*) Project and its seven partners: the French Development Agency (AFD, *Agence Française de Développement*), the Centre for International Cooperation in Agricultural Research for Development (CIRAD, *Centre de coopération internationale en recherche agronomique pour le développement*), the CAR Institute of Agricultural Research (ICRA, *Institut Centrafricain de Recherche Agronomique*), the Ministry of Waters, Forests, Hunting and Fisheries (MEFCP, *Ministère des Eaux, des Forêts, de la Chasse et de la Pêche*) of Central African Republic, the Service of Cooperation and Cultural Action (SCAC, *Service de coopération et d'action culturelle*) of the French Ministry of Foreign Affairs (MAE, *Ministère des Affaires Étrangères*), the University of Bangui and the Central African Republic Company of Wood Peeling (SCAD, *Société centrafricaine de déroulage*) for providing access to the site and to the database of M'Baïki. We are grateful to Laurent CERBONNEY, Émilien DUBIEZ, Hervé MOINECOURT, François LANCKRIET and all previous volunteers appointed by the SCAC of MAE and the fieldworkers who participated in the project management, data collection and data capture.

The Laboratory of Forest Economics contributes to the LABEX ARBRE (ANR-11-LABX-0002-01).

Frédéric MORTIER and Mahlet TADESSE were partially supported by a Georgetown Environment Initiative award.

We thank Adeline FAYOLLE for useful discussions in forest ecology.

The authors declare no conflict of interest.

## Authors' contribution

FC, FM, SGF and NP conceived the ideas and designed methodology. MT helped on methodological aspects and contributed to the discussion results. GC supported authors as computer scientist. FaB, FiB and SGF collected and organised the data. DYO and BH contributed to the discussion of results. All authors contributed critically to the drafts and gave final approval for publication.

## Data accessibility

CORDEX simulations can be accessed on all ESGF index nodes (<https://www.cordex.org/output/esgf-menu.html>). The complete forest data set is archived at the CIRAD (<http://www.cirad.fr/en>), and due to the highly sensitive nature of the data should be used solely for research purposes, with the understanding that researchers use the data with discretion. Researchers interested in using this data set are thus invited to contact Fabrice BÉNÉDET ([fabrice.benedet@cirad.fr](mailto:fabrice.benedet@cirad.fr)) with a short description of the research project. This is in order to establish, after acceptance of the project by CIRAD, a formal

2678 convention for use of the data.

## Bibliography

- N. R. Aloysius, J. Sheffield, J. E. Saiers, H. Li, and E. F. Wood. Evaluation of historical and future simulations of precipitation and temperature in central Africa from CMIP5 climate models. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 121(1), 2016. ISSN 2169-8996. doi: 10.1002/2015JD023656.
- K. J. Anderson Teixeira, A. D. Miller, J. E. Mohan, T. W. Hudiburg, B. D. Duval, and E. H. DeLucia. Altered dynamics of forest recovery under a changing climate. *Global Change Biology*, 19(7):2001–2021, 2013. ISSN 13541013. doi: 10.1111/gcb.12194. URL <http://doi.wiley.com/10.1111/gcb.12194>.
- V. K. Arora, J. F. Scinocca, G. J. Boer, J. R. Christian, K. L. Denman, G. M. Flato, V. V. Kharin, W. G. Lee, and W. J. Merryfield. Carbon emission limits required to satisfy future representative concentration pathways of greenhouse gases. *Geophysical Research Letters*, 38(5):L05805, 2011. ISSN 1944-8007. doi: 10.1029/2010GL046270.
- M. Aubry Kientz, V. Rossi, F. Wagner, and B. Hérault. Identifying climatic drivers of tropical forest dynamics. *Biogeosciences*, 12(19):5583–5596, 2015. ISSN 1726-4189. doi: 10.5194/bg-12-5583-2015. URL <http://www.biogeosciences.net/12/5583/2015/>.
- L. Banin, S. L. Lewis, G. Lopez-Gonzalez, T. R. Baker, C. A. Quesada, K.-J. Chao, D. F. R. P. Burslem, R. Nilus, K. Abu Salim, H. C. Keeling, S. Tan, S. J. Davies, A. Monteagudo Mendoza, R. Vásquez, J. Lloyd, D. A. Neill, N. Pitman, and O. L. Phillips. Tropical forest wood production: a cross-continental comparison. *Journal of Ecology*, 102(4):1025–1037, 2014. ISSN 1365-2745. doi: 10.1111/1365-2745.12263. URL <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2745.12263>.
- F. Bedel, L. Durrieu de Madron, B. Dupuy, V. Favrichon, V. Maître, A. Bar-Hen, and P. Narboni. *Dynamique de croissance dans des peuplements exploités et éclaircis de forêt dense africaine: le dispositif de M'Baïki en République Centrafricaine (1982-1995)*, volume 1 of *Série FORAFRI*. CIRAD Forêt, Montpellier, France, 1998.
- M. Bentsen, I. Bethke, J. B. Debernard, T. Iversen, A. Kirkevåg, O. Seland, H. Drange, C. Roelandt, I. A. Seierstad, C. Hoose, and J. E. Kristjánsson. The Norwegian Earth System Model, NorESM1-M – Part 1: Description and basic evaluation of the physical climate. *Geosci. Model Dev.*, 6(3):687–720, 2013. ISSN 1991-9603. doi: 10.5194/gmd-6-687-2013. URL <http://www.geosci-model-dev.net/6/687/2013/>.
- C. Biernacki, G. Celeux, and G. Govaert. Assessing a mixture model for clustering with the integrated completed likelihood. *IEEE Transactions on Pattern Analysis and Machine Intelligence*, 22(7):719–725, 2000.
- Y. Boulvert. *Carte phytogéographique de la République Centrafricaine*. ORSTOM (Office de la recherche scientifique et technique Outre-Mer), 1986.
- L. A. Cernusak, K. Winter, J. W. Dalling, J. A. M. Holtum, C. Jaramillo, C. Körner, A. D. B. Leakey, R. J. Norby, B. Poulter, B. L. Turner, and S. J. Wright. Tropical forest responses to increasing atmospheric CO<sub>2</sub>: current knowledge and opportunities for future research. *Functional Plant Biology*, 40(6):531, 2013. ISSN 1445-4408. doi: 10.1071/FP12309. URL <http://www.publish.csiro.au/?paper=FP12309>.
- J. Chave, M. Réjou-Méchain, A. Búrquez, E. Chidumayo, M. S. Colgan, W. B. Delitti, A. Duque, T. Eid, P. M. Fearnside, R. C. Goodman, M. Henry, A. Martínez-Yrízar, W. A. Mugasha, H. C. Muller-Landau, M. Mencuccini, B. W. Nelson, A. Ngomanda, E. M. Nogueira, E. Ortiz-Malavassi, R. Pélissier, P. Ploton, C. M. Ryan, J. G. Saldarriaga, and G. Vieilledent. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Global Change Biology*, 2014. ISSN 1365-2486. doi: 10.1111/gcb.12629.

2717 B. Choat, S. Jansen, T. J. Brodribb, H. Cochard, S. Delzon, R. Bhaskar, S. J. Bucci, T. S. Feild, S. M. Gleason, U. G.  
 2718 Hacke, A. L. Jacobsen, F. Lens, H. Maherali, J. Martínez-Vilalta, S. Mayr, M. Mencuccini, P. J. Mitchell, A. Nardini,  
 2719 J. Pittermann, R. B. Pratt, J. S. Sperry, M. Westoby, I. J. Wright, and A. E. Zanne. Global convergence in the vul-  
 2720 nerability of forests to drought. *Nature*, 491(7426):752–755, 2012. ISSN 0028-0836. doi: 10.1038/nature11688.  
 2721 URL <http://www.nature.com/nature/journal/v491/n7426/abs/nature11688.html>.

2722 P. Ciais, C. Sabine, G. Bala, L. Bopp, V. Brovkin, J. Canadell, A. Chhabra, R. DeFries, J. Galloway, M. Heimann,  
 2723 C. Jones, C. Le Quéré, R. Myneni, S. Piao, and P. Thornton. Carbon and other biogeochemical cycles. In  
 2724 T. Stocker, D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex, and P. Midgley,  
 2725 editors, *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assess-*  
 2726 *ment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, book section 6, page 465–570. Cambridge Uni-  
 2727 versity Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 2013. ISBN ISBN 978-1-107-66182-0. doi:  
 2728 10.1017/CBO9781107415324.015. URL [www.climatechange2013.org](http://www.climatechange2013.org).

2729 D. A. Clark, S. Piper, C. Keeling, and D. B. Clark. Tropical rain forest tree growth and atmospheric carbon dynamics  
 2730 linked to interannual temperature variation during 1984–2000. *Proceedings of the national academy of sciences*,  
 2731 100(10):5852–5857, 2003.

2732 D. B. Clark, D. A. Clark, and S. F. Oberbauer. Annual wood production in a tropical rain forest in NE Costa  
 2733 Rica linked to climatic variation but not to increasing CO<sub>2</sub>. *Global Change Biology*, 16(2):747–759, 2010. ISSN  
 2734 13541013, 13652486. doi: 10.1111/j.1365-2486.2009.02004.x. URL [http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-](http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2486.2009.02004.x)  
 2735 [2486.2009.02004.x](http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2486.2009.02004.x).

2736 W. J. Collins, N. Bellouin, M. Doutriaux-Boucher, N. Gedney, P. Halloran, T. Hinton, J. Hughes, C. D. Jones, M. Joshi,  
 2737 S. Liddicoat, G. Martin, F. O’Connor, J. Rae, C. Senior, S. Stith, I. Totterdell, A. Wiltshire, and S. Woodward.  
 2738 Development and evaluation of an Earth-System model – HadGEM2. *Geosci. Model Dev.*, 4(4):1051–1075, 2011.  
 2739 ISSN 1991-9603. doi: 10.5194/gmd-4-1051-2011. URL <http://www.geosci-model-dev.net/4/1051/2011/>.

2740 P. M. Cox, R. Betts, M. Collins, P. Harris, C. Huntingford, and C. Jones. Amazonian forest dieback under climate-  
 2741 carbon cycle projections for the 21st century. *Theoretical and Applied Climatology*, 78(1):137–156, 2004.

2742 N. S. Diffenbaugh and F. Giorgi. Climate change hotspots in the CMIP5 global climate model ensemble. *Climatic*  
 2743 *change*, 114:813–822, 2012.

2744 S. X. Dong, S. J. Davies, P. S. Ashton, S. Bunyavejchewin, M. N. N. Supardi, A. R. Kassim, S. Tan, and P. R. Moorcroft.  
 2745 Variability in solar radiation and temperature explains observed patterns and trends in tree growth rates across  
 2746 four tropical forests. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 279(1744):3923–3931, 2012.  
 2747 ISSN 0962-8452. doi: 10.1098/rspb.2012.1124. URL [http://rspb.royalsocietypublishing.org/content/](http://rspb.royalsocietypublishing.org/content/279/1744/3923)  
 2748 [279/1744/3923](http://rspb.royalsocietypublishing.org/content/279/1744/3923).

2749 C. F. Dormann, J. Elith, S. Bacher, C. Buchmann, G. Carl, G. Carré, J. R. G. Marquéz, B. Gruber, B. Lafourcade,  
 2750 P. J. Leitão, T. Münkemüller, C. McClean, P. E. Osborne, B. Reineking, B. Schröder, A. K. Skidmore, D. Zurell,  
 2751 and S. Lautenbach. Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their  
 2752 performance. *Ecography*, 36(1):27–46, 2013. ISSN 1600-0587. doi: 10.1111/j.1600-0587.2012.07348.x.

2753 C. E. Doughty and M. L. Goulden. Are tropical forests near a high temperature threshold? *Journal of Geophysical*  
 2754 *Research: Biogeosciences*, 113(G1):n/a–n/a, 2008. ISSN 2156-2202. doi: 10.1029/2007JG000632. URL [http://](http://www.jgr.biogeosciences.org/)

2755 //dx.doi.org/10.1029/2007JG000632. G00B07.

2756 J. P. Dunne, J. G. John, A. J. Adcroft, S. M. Griffies, R. W. Hallberg, E. Shevliakova, R. J. Stouffer, W. Cooke, K. A.  
 2757 Dunne, M. J. Harrison, J. P. Krasting, S. L. Malyshev, P. C. D. Milly, P. J. Phillipps, L. T. Sentman, B. L. Samuels,  
 2758 M. J. Spelman, M. Winton, A. T. Wittenberg, and N. Zadeh. GFDL's ESM2 Global Coupled Climate–Carbon  
 2759 Earth System Models. Part I: Physical Formulation and Baseline Simulation Characteristics. *Journal of Climate*,  
 2760 25(19):6646–6665, 2012. ISSN 0894-8755. doi: 10.1175/JCLI-D-11-00560.1. URL <http://journals.ametsoc.org/doi/abs/10.1175/JCLI-D-11-00560.1>.

2761 S. Eggleston, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara, and K. Tanabe. Agriculture, forestry and other land use. In 2006  
 2762 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories, volume 4. IPCC National Greenhouse Gas Inventories Pro-  
 2763 gramme, Geneva, Switzerland, 2006.

2764 V. Eyring, S. Bony, G. A. Meehl, C. A. Senior, B. Stevens, R. J. Stouffer, and K. E. Taylor. Overview of the  
 2765 Coupled Model Intercomparison Project Phase 6 (CMIP6) experimental design and organization. *Geoscientific Model Development*, 9(5):1937–1958, 2016. ISSN 1991-9603. doi: 10.5194/gmd-9-1937-2016. URL  
 2766 <http://www.geosci-model-dev.net/9/1937/2016/>.

2767 S. Fauset, T. R. Baker, S. L. Lewis, T. R. Feldpausch, K. Affum-Baffoe, E. G. Foli, K. C. Hamer, and M. D. Swaine.  
 2768 Drought-induced shifts in the floristic and functional composition of tropical forests in ghana. *Ecology Letters*,  
 2769 15(10):1120–1129, 2012.

2770 K. J. Feeley, S. Joseph Wright, N. Supardi, A. R. Kassim, and S. J. Davies. Decelerating growth in tropical forest  
 2771 trees. *Ecology letters*, 10(6):461–469, 2007.

2772 X. Feng, M. Uriarte, G. González, S. Reed, J. Thompson, J. K. Zimmerman, and L. Murphy. Improving predictions  
 2773 of tropical forest response to climate change through integration of field studies and ecosystem modeling. *Global Change Biology*, 24(1):e213–e232, Jan. 2018. ISSN 13541013. doi: 10.1111/gcb.13863. URL <http://doi.wiley.com/10.1111/gcb.13863>.

2774 M. A. Giorgetta, J. Jungclaus, C. H. Reick, S. Legutke, J. Bader, M. Böttinger, V. Brovkin, T. Crueger, M. Esch,  
 2775 K. Fieg, K. Glushak, V. Gayler, H. Haak, H.-D. Hollweg, T. Ilyina, S. Kinne, L. Kornblueh, D. Matei, T. Mauritsen,  
 2776 U. Mikolajewicz, W. Mueller, D. Notz, F. Pithan, T. Raddatz, S. Rast, R. Redler, E. Roeckner, H. Schmidt, R. Schnur,  
 2777 J. Segschneider, K. D. Six, M. Stockhause, C. Timmreck, J. Wegner, H. Widmann, K.-H. Wieners, M. Claussen,  
 2778 J. Marotzke, and B. Stevens. Climate and carbon cycle changes from 1850 to 2100 in MPI-ESM simulations for the  
 2779 Coupled Model Intercomparison Project phase 5. *Journal of Advances in Modeling Earth Systems*, 5(3):572–597,  
 2780 2013. ISSN 1942-2466. doi: 10.1002/jame.20038.

2781 S. Gourlet-Fleury, L. Blanc, N. Picard, P. Sist, J. Dick, R. Nasi, M. Swaine, and E. Forni. Grouping species for  
 2782 predicting mixed tropical forest dynamics: looking for a strategy. *Annals of forest science*, 62(8):785–796, 2005.

2783 S. Gourlet-Fleury, D. Beina, A. Fayolle, D. Y. Ouédraogo, F. Mortier, F. Bénédet, D. Closset-Kopp, and G. Decocq.  
 2784 Silvicultural disturbance has little impact on tree species diversity in a Central African moist forest. *Forest Ecology and Management*, 304:322–332, 2013.

2785 B. Grün and F. Leisch. FlexMix version 2: Finite mixtures with concomitant variables and varying and constant  
 2786 parameters. *Journal of Statistical Software*, 28(4):1–35, 2008. URL <http://www.jstatsoft.org/v28/i04/>.

2787 D. M. Hammerling, A. M. Michalak, C. O'Dell, and S. R. Kawa. Global CO<sub>2</sub> distributions over land from the

greenhouse gases observing satellite (gosat). *Geophysical Research Letters*, 39(8):n/a–n/a, 2012. ISSN 1944-8007. doi: 10.1029/2012GL051203. URL <http://dx.doi.org/10.1029/2012GL051203>. L08804.

W. Hawthorne. Ecological profiles of ghanaian forest trees. *Tropical Forestry Papers*, 29, 1995.

W. Hazeleger, X. Wang, C. Severijns, S. Ștefănescu, R. Bintanja, A. Sterl, K. Wyser, T. Semmler, S. Yang, B. v. d. Hurk, T. v. Noije, E. v. d. Linden, and K. v. d. Wiel. EC-Earth V2.2: description and validation of a new seamless earth system prediction model. *Climate Dynamics*, 39(11):2611–2629, 2011. ISSN 0930-7575, 1432-0894. doi: 10.1007/s00382-011-1228-5. URL <http://link.springer.com/article/10.1007/s00382-011-1228-5>.

M. Henry, A. Besnard, W. Asante, J. Eshun, S. Adu-Bredu, R. Valentini, M. Bernoux, and L. Saint-André. Wood density, phytomass variations within and among trees, and allometric equations in a tropical rainforest of Africa. *Forest Ecology and Management*, 260(8):1375–1388, 2010.

B. Hewitson, C. Lennard, G. Nikulin, and C. Jones. Cordex-africa: a unique opportunity for science and capacity building. *CLIVAR Exchanges*, 17(3):6–7, 2012.

F. Hourdin, M.-A. Foujols, F. Codron, V. Guemas, J.-L. Dufresne, S. Bony, S. Denvil, L. Guez, F. Lott, J. Ghattas, P. Braconnot, O. Marti, Y. Meurdesoif, and L. Bopp. Impact of the LMDZ atmospheric grid configuration on the climate and sensitivity of the IPSL-CM5a coupled model. *Climate Dynamics*, 40(9-10):2167–2192, 2012. ISSN 0930-7575, 1432-0894. doi: 10.1007/s00382-012-1411-3. URL <http://link.springer.com/article/10.1007/s00382-012-1411-3>.

C. Huntingford, P. Zelazowski, D. Galbraith, L. M. Mercado, S. Sitch, R. Fisher, M. Lomas, A. P. Walker, C. D. Jones, B. B. Booth, Y. Malhi, D. Hemming, G. Kay, P. Good, S. L. Lewis, O. L. Phillips, O. K. Atkin, J. Lloyd, E. Gloor, J. Zaragoza-Castells, P. Meir, R. Betts, P. P. Harris, C. Nobre, J. Marengo, and P. M. Cox. Simulated resilience of tropical rainforests to CO<sub>2</sub>-induced climate change. *Nature Geoscience*, 6(4):268–273, 2013. ISSN 1752-0894. doi: 10.1038/ngeo1741. URL <http://www.nature.com/ngeo/journal/v6/n4/full/ngeo1741.html>.

K. Hüve, I. Bichele, B. Rasulov, and U. Niinemets. When it is too hot for photosynthesis: heat-induced instability of photosynthesis in relation to respiratory burst, cell permeability changes and h<sub>2</sub>o<sub>2</sub> formation. *Plant, Cell & Environment*, 34(1):113–126, 2011. ISSN 1365-3040. doi: 10.1111/j.1365-3040.2010.02229.x. URL <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-3040.2010.02229.x>.

S. J. Jeffrey, L. D. Rotstayn, M. A. Collier, S. Dravitzki, C. Hamalainen, C. Moeseneder, K. Wong, and J. Syktus. Australia’s CMIP5 submission using the CSIRO Mk3. 6 model. *Aust. Meteor. Oceanogr. J.*, 63:1–13, 2013. URL [https://www.researchgate.net/profile/Leon\\_Rotstayn/publication/262676213\\_Australia’s\\_CMIP5\\_submission\\_using\\_the\\_CSIRO-Mk3.6\\_model/links/0c960538672b414370000000.pdf](https://www.researchgate.net/profile/Leon_Rotstayn/publication/262676213_Australia’s_CMIP5_submission_using_the_CSIRO-Mk3.6_model/links/0c960538672b414370000000.pdf).

C. Jones, F. Giorgi, and G. Asrar. The coordinated regional downscaling experiment: Cordex, an international downscaling link to cmip5. *CLIVAR exchanges*, 16(2):34–40, 2011.

M. Kazmierczak, T. Wiegand, and A. Huth. A neutral vs. non-neutral parametrizations of a physiological forest gap model. *Ecological Modelling*, 288:94–102, 2014. ISSN 03043800. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2014.05.002. URL <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0304380014002270>.

S. Lavorel, S. Díaz, J. H. C. Cornelissen, E. Garnier, S. P. Harrison, S. McIntyre, J. G. Pausas, N. Pérez-Harguindeguy, C. Roumet, and C. Urcelay. Plant Functional Types: Are We Getting Any Closer to the Holy Grail? In J. G. Canadell, D. E. Pataki, and L. F. Pitelka, editors, *Terrestrial Ecosystems in a Changing World*, pages 149–164.

- Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, 2007. ISBN 978-3-540-32729-5. doi: 10.1007/978-3-540-32730-1\_13. URL [http://link.springer.com/10.1007/978-3-540-32730-1\\_13](http://link.springer.com/10.1007/978-3-540-32730-1_13).
- C. J. Lennard, G. Nikulin, A. Dosio, and W. Moufouma-Okia. On the need for regional climate information over Africa under varying levels of global warming. *Environmental Research Letters*, 13(6):060401, June 2018. ISSN 1748-9326. doi: 10.1088/1748-9326/aab2b4. URL <http://stacks.iop.org/1748-9326/13/i=6/a=060401?key=crossref.68fab1fb622892e51a4f8ac56689b3a0>.
- S. L. Lewis, D. P. Edwards, and D. Galbraith. Increasing human dominance of tropical forests. *Science*, 349(6250):827–832, 2015.
- F. Ludwig, F. Wietse, J. Wilma, B. Kruijt, and S. Iwan. Climate Change Impacts on the Congo Basin Region. In A. Häensler, D. Jacob, P. Kabat, and F. Ludwig, editors, *Climate Change Scenarios for the Congo Basin*, volume 11 of *Climate Service Centre Report*. Climate Service Centre, Hamburg, Germany, 2013.
- Y. Malhi, S. Adu-Bredu, R. A. Asare, S. L. Lewis, and P. Mayaux. African rainforests: past, present and future. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 368(1625):20120312, 2013.
- Y. Malhi, T. A. Gardner, G. R. Goldsmith, M. R. Silman, and P. Zelazowski. Tropical Forests in the Anthropocene. *Annual Review of Environment and Resources*, 39(1):125–159, 2014. doi: 10.1146/annurev-environ-030713-155141. URL <http://dx.doi.org/10.1146/annurev-environ-030713-155141>.
- P. Mayaux, J.-F. Pekel, B. Desclée, F. Donnay, A. Lupi, F. Achard, M. Clerici, C. Bodart, A. Brink, R. Nasi, and A. Belward. State and evolution of the african rainforests between 1990 and 2010. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 368(1625):20120300, 2013.
- J. Morin Rivat, A. Fayolle, J.-F. Gillet, N. Bourland, S. Gourlet-Fleury, R. Oslisly, L. Bremond, I. Bentaleb, H. Beeckman, and J.-L. Doucet. New evidence of human activities during the holocene in the lowland forests of the northern congo basin. *Radiocarbon*, 56(1), 2013. ISSN 0033-8222. doi: 10.2458/56.16485. URL <https://journals.uair.arizona.edu/index.php/radiocarbon/article/view/16485>.
- F. Mortier, V. Rossi, G. Guillot, S. Gourlet-Fleury, and N. Picard. Population dynamics of species-rich ecosystems: the mixture of matrix population models approach. *Methods in Ecology and Evolution*, 4(4):316–326, 2013.
- F. Mortier, D.-Y. Ouédraogo, F. Claeys, M. G. Tadesse, G. Cornu, F. Baya, F. Benedet, V. Freycon, S. Gourlet-Fleury, and N. Picard. Mixture of inhomogeneous matrix models for species-rich ecosystems. *Environmetrics*, 26(1):39–51, 2015.
- R. H. Moss, J. A. Edmonds, K. A. Hibbard, M. R. Manning, S. K. Rose, D. P. van Vuuren, T. R. Carter, S. Emori, M. Kainuma, T. Kram, G. A. Meehl, J. F. B. Mitchell, N. Nakicenovic, K. Riahi, S. J. Smith, R. J. Stouffer, A. M. Thomson, J. P. Weyant, and T. J. Wilbanks. The next generation of scenarios for climate change research and assessment. *Nature*, 463(7282):747–756, 2010. ISSN 0028-0836. doi: 10.1038/nature08823. URL <http://dx.doi.org/10.1038/nature08823>.
- D. Nepstad, B. Soares-Filho, F. Merry, P. Moutinho, H. Oliveira Rodrigues, M. Bowman, S. Schwartzman, O. Almeida, and S. Rivero. The costs and benefits of reducing carbon emissions from deforestation and forest degradation in the Brazilian Amazon. Technical report, Woods Hole Research Center, Falmouth, MA, 2007.
- I. Niang, O. Ruppel, M. Abdrabo, C. Field, V. Barros, and D. Dokken. Africa. In V. Barros, C. Field, D. Dokke, M. Mastrandrea, K. Mach, T. Bilir, M. Chatterjee, K. Ebi, Y. Estrada, R. Genova, B. Girma, E. Kissel, A. Levy,

- S. MacCracken, P. Mastrandea, and L. White, editors, *Climate Change 2007. Impacts, Adaptation and Vulnerability. Part B: Regional Aspects. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.*, pages 1199–1265. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 2014.
- G. Nikulin, C. Lennard, A. Dosio, E. Kjellström, Y. Chen, A. Hänsler, M. Kupiainen, R. Laprise, L. Mariotti, C. F. Maule, E. van Meijgaard, H.-J. Panitz, J. F. Scinocca, and S. Somot. The effects of 1.5 and 2 degrees of global warming on Africa in the CORDEX ensemble. *Environmental Research Letters*, 13(6):065003, June 2018. ISSN 1748-9326. doi: 10.1088/1748-9326/aab1b1. URL <http://stacks.iop.org/1748-9326/13/i=6/a=065003?key=crossref.8ee30d517a6b08b5c70ae7a59717d7fe>.
- D.-Y. Ouédraogo, F. Mortier, S. Gourlet-Fleury, V. Freycon, and N. Picard. Slow-growing species cope best with drought: evidence from long-term measurements in a tropical semi-deciduous moist forest of Central Africa. *Journal of Ecology*, 101(6):1459–1470, 2013.
- H.-J. Panitz, A. Dosio, M. Büchner, D. Lüthi, and K. Keuler. Cosmo-clm (cclm) climate simulations over cordex-africa domain: analysis of the era-interim driven simulations at 0.44 and 0.22 resolution. *Climate dynamics*, 42(11-12):3015–3038, 2014.
- O. L. Phillips, G. van der Heijden, S. L. Lewis, G. López-González, L. E. O. C. Aragão, J. Lloyd, Y. Malhi, A. Monteagudo, S. Almeida, E. A. Dávila, I. Amaral, S. Andelman, A. Andrade, L. Arroyo, G. Aymard, T. R. Baker, L. Blanc, D. Bonal, A. C. A. de Oliveira, K.-J. Chao, N. D. Cardozo, L. da Costa, T. R. Feldpausch, J. B. Fisher, N. M. Fyllas, M. A. Freitas, D. Galbraith, E. Gloor, N. Higuchi, E. Honorio, E. Jiménez, H. Keeling, T. J. Killeen, J. C. Lovett, P. Meir, C. Mendoza, A. Morel, P. N. Vargas, S. Patiño, K. S.-H. Peh, A. P. Cruz, A. Prieto, C. A. Quesada, F. Ramírez, H. Ramírez, A. Rudas, R. Salamão, M. Schwarz, J. Silva, M. Silveira, J. W. Ferry Slik, B. Sonké, A. S. Thomas, J. Stropp, J. R. D. Taplin, R. Vásquez, and E. Vilanova. Drought–mortality relationships for tropical forests. *New Phytologist*, 187(3):631–646, 2010. ISSN 1469-8137.
- N. Picard, F. Mortier, V. Rossi, and S. Gourlet-Fleury. Clustering species using a model of population dynamics and aggregation theory. *Ecological Modelling*, 221(2):152–160, 2010. ISSN 03043800. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2009.10.013. URL <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0304380009006668>.
- N. Picard, P. Köhler, F. Mortier, and S. Gourlet-Fleury. A comparison of five classifications of species into functional groups in tropical forests of French Guiana. *Ecological Complexity*, 11:75–83, Sept. 2012. ISSN 1476945X. doi: 10.1016/j.ecocom.2012.03.003. URL <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1476945X12000256>.
- W. Pokam Mba, G.-N. T. Longandjo, W. Moufouma-Okia, J.-P. Bell, R. James, D. A. Vondou, A. Haensler, T. C. Fotso-Nguemo, G. M. Guenang, A. L. D. Tchotchou, P. H. Kamsu-Tamo, R. R. Takong, G. Nikulin, C. J. Lennard, and A. Dosio. Consequences of 1.5°C and 2°C global warming levels for temperature and precipitation changes over Central Africa. *Environmental Research Letters*, 13(5):055011, May 2018. ISSN 1748-9326. doi: 10.1088/1748-9326/aab048. URL <http://stacks.iop.org/1748-9326/13/i=5/a=055011?key=crossref.78d90717aa7c9b0f605eea896ebd2859>.
- R Core Team. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2015. URL <https://www.R-project.org/>.
- P. Samuelsson, C. G. Jones, U. Willén, A. Ullerstig, S. Gollvik, U. Hansson, C. Jansson, E. Kjellström, G. Nikulin,



and K. Wyser. The rossby centre regional climate model rca3: model description and performance. *Tellus A*, 63 (1):4–23, 2011.

P. Schippers, F. Sterck, M. Vlam, and P. A. Zuidema. Tree growth variation in the tropical forest: understanding effects of temperature, rainfall and co2. *Global change biology*, 2015.

C. E. Silva, J. R. Kellner, D. B. Clark, and D. A. Clark. Response of an old-growth tropical rainforest to transient high temperature and drought. *Global change biology*, 19(11):3423–3434, 2013.

P. Smith, M. Bustamante, H. Ahammad, H. Clark, H. Dong, E. A. Elsiddig, H. Haberl, R. Harper, J. House, M. Jafari, O. Masera, C. Mbow, N. H. Ravindranath, C. W. Rice, C. Robledo Abad, A. Romanovskaya, F. Sperling, and F. Tubiello. Agriculture, Forestry and Other Land Use (AFOU). In O. Edenhofer, R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, E. Farahani, S. Kadner, K. Seyboth, A. Adler, I. Baum, S. Brunner, P. Eickemeier, B. Kriemann, J. Savolainen, S. Schlömer, C. von Stechow, T. Zwickel, and J. Minx, editors, *Climate Change 2014: itigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 2014.

D. J. Sonwa, P. Scholte, W. Pokam, P. Schauerte, M. Tsalefac, C. Bouka Biona, C. Peach Brown, A. Haensler, F. Ludwig, F. K. Mkankam, A. Mosnier, W. Moufouma-Okia, F. Ngana, and A.-M. Tiani. Climate change and adaptation in Central Africa: past, scenarios and options for the future. In C. De Wasseige, D. Louppe, F. John, K. Heiner, B. Bedoret, D. de Beaufort, and C. Halleux, editors, *Les forêts du Bassin du Congo - État des Forêts 2013*, pages 99–119. Weyrich Édition, Weyrich, Belgique, 2014.

A. L. S. Swann, F. M. Hoffman, C. D. Koven, and J. T. Randerson. Plant responses to increasing CO<sub>2</sub> reduce estimates of climate impacts on drought severity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(36):10019–10024, 2016. ISSN 0027-8424, 1091-6490. doi: 10.1073/pnas.1604581113. URL <http://www.pnas.org/lookup/doi/10.1073/pnas.1604581113>.

K. E. Taylor, R. J. Stouffer, and G. A. Meehl. An overview of CMIP5 and the experiment design. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 93(4):485–498, 2012.

M. Toledo, L. Poorter, M. Peña-Claros, A. Alarcón, J. Balcázar, C. Leño, J. C. Licona, O. Llanque, V. Vroomans, P. Zuidema, and F. Bongers. Climate is a stronger driver of tree and forest growth rates than soil and disturbance: Climate drives tree and forest growth. *Journal of Ecology*, 99(1):254–264, 2011. ISSN 00220477. doi: 10.1111/j.1365-2745.2010.01741.x. URL <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2745.2010.01741.x>.

M. Uriarte, R. Muscarella, and J. K. Zimmerman. Environmental heterogeneity and biotic interactions mediate climate impacts on tropical forest regeneration. *Global Change Biology*, 24(2):e692–e704, Feb. 2018. ISSN 13541013. doi: 10.1111/gcb.14000. URL <http://doi.wiley.com/10.1111/gcb.14000>.

M. Usher. A matrix approach to the management of renewable resources, with special reference to selection forests. *Journal of Applied Ecology*, pages 355–367, 1966.

M. Usher. A matrix model for forest management. *Biometrics*, pages 309–315, 1969.

A. Voldoire, E. Sanchez-Gomez, D. S. y Mélia, B. Decharme, C. Cassou, S. Sényesi, S. Valcke, I. Beau, A. Alias, M. Chevallier, M. Déqué, J. Deshayes, H. Douville, E. Fernandez, G. Madec, E. Maisonnave, M.-P. Moine, S. Plan-ton, D. Saint-Martin, S. Szopa, S. Tyteca, R. Alkama, S. Belamari, A. Braun, L. Coquart, and F. Chauvin. The CNRM-CM5.1 global climate model: description and basic evaluation. *Climate Dynamics*, 40(9-10):2091–2121,

2012. ISSN 0930-7575, 1432-0894. doi: 10.1007/s00382-011-1259-y. URL <http://link.springer.com/article/10.1007/s00382-011-1259-y>.
- A. P. Walker, S. Zaehle, B. E. Medlyn, M. G. De Kauwe, S. Asao, T. Hickler, W. Parton, D. M. Ricciuto, Y.-P. Wang, D. Wårlind, and R. J. Norby. Predicting long-term carbon sequestration in response to co2 enrichment: How and why do current ecosystem models differ? *Global Biogeochemical Cycles*, 29(4):476–495, 2015. ISSN 1944-9224. doi: 10.1002/2014GB004995. URL <http://dx.doi.org/10.1002/2014GB004995>. 2014GB004995.
- M. Watanabe, T. Suzuki, R. O’ishi, Y. Komuro, S. Watanabe, S. Emori, T. Takemura, M. Chikira, T. Ogura, M. Sekiguchi, K. Takata, D. Yamazaki, T. Yokohata, T. Nozawa, H. Hasumi, H. Tatebe, and M. Kimoto. Improved Climate Simulation by MIROC5: Mean States, Variability, and Climate Sensitivity. *Journal of Climate*, 23(23):6312–6335, 2010. ISSN 0894-8755. doi: 10.1175/2010JCLI3679.1. URL <http://journals.ametsoc.org/doi/abs/10.1175/2010JCLI3679.1>.
- R. A. I. Wilcke and L. Bärring. Selecting regional climate scenarios for impact modelling studies. *Environmental Modelling & Software*, 78:191–201, 2016. ISSN 1364-8152. doi: 10.1016/j.envsoft.2016.01.002. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1364815216300020>.
- S. Wright. Tropical forests in a changing environment. *Trends in Ecology & Evolution*, 20(10):553–560, 2005.
- A. Zanne, G. Lopez-Gonzalez, D. Coomes, J. Ilic, S. Jansen, S. Lewis, R. Miller, N. Swenson, M. Wiemann, and J. Chave. Global wood density database. *Dryad. Identifier*, 235, 2009. URL <http://hdl.handle.net/10255/dryad>.
- P. Zelazowski, Y. Malhi, C. Huntingford, S. Sitch, and J. B. Fisher. Changes in the potential distribution of humid tropical forests on a warmer planet. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 369(1934):137–160, 2011. ISSN 1364-503X, 1471-2962. doi: 10.1098/rsta.2010.0238. URL <http://rsta.royalsocietypublishing.org/content/369/1934/137>.
- Z. Zhang, H. Jiang, J. Liu, W. Ju, and X. Zhang. Effect of heterogeneous atmospheric CO2 on simulated global carbon budget. *Global and Planetary Change*, 101:33–51, 2013. ISSN 09218181. doi: 10.1016/j.gloplacha.2012.12.002. URL <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0921818112002305>.
- L. Zhou, Y. Tian, R. B. Myneni, P. Ciais, S. Saatchi, Y. Y. Liu, S. Piao, H. Chen, E. F. Vermote, C. Song, and T. Hwang. Widespread decline of Congo rainforest greenness in the past decade. *Nature*, 509(7498):86–90, 2014. ISSN 0028-0836. doi: 10.1038/nature13265. URL <http://www.nature.com/nature/journal/v509/n7498/full/nature13265.html>.
- H. Zou. The adaptive lasso and its oracle properties. *Journal of the American Statistical Association*, 101(476):1418–1429, 2006.

## III.A Additional elements about methodology

### III.A.1 Additional elements about forest inventory data

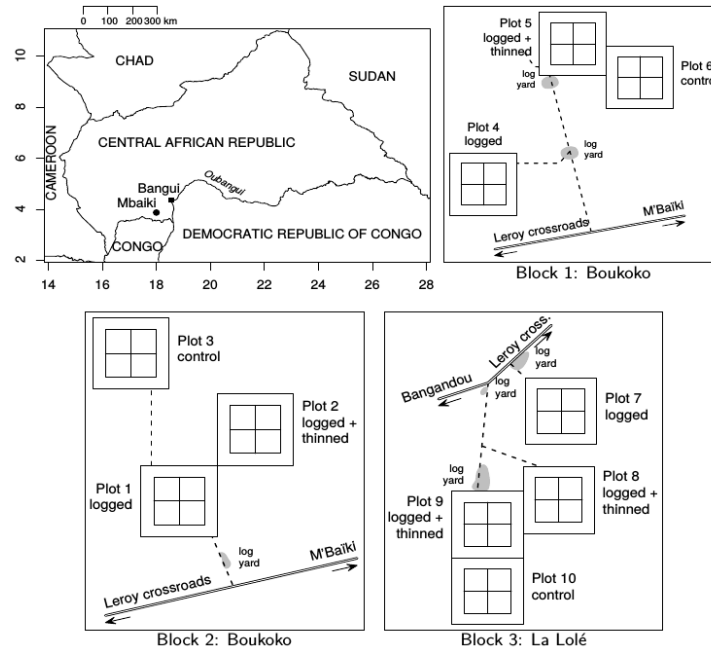


Figure III.A.1 – Localisation and experimental design of the M'Baïki study site (Bedel et al. 1998).

### III.A.2 Additional elements about climate data

### III.A.3 Additional elements about forest dynamics modelling methodology

We used the MIMM methodology (Mortier et al. 2015) to model forest dynamics, based on each of the 10 driving GCM. The MIMM method has two steps: the first clusters species into groups according to each dynamics process, selecting the best explanatory variables; the second defines a Usher (1966; 1969) matrix model for each distinct group.

The first step is achieved by combining finite mixture of generalised linear regressions and adaptive lasso regularisation techniques. For each process, the approach consists of maximising the penalised log-likelihood

$$\ell_n(\psi|Y) - \mathcal{P}_n(\psi) \quad (\text{III.A.1})$$

Name	Institutions	References
CCCma-CanESM2	Canadian Centre for Climate Modelling and Analysis (CCCMA)	Arora et al. (2011)
CNRM-CERFACS-CNRM-CM5	French National Centre for Meteorological Research (CNRM), European Center for Research and Advanced Training in Scientific Computing (CERFACS)	Voltaire et al. (2012)
CSIRO-QCCCE-CSIRO-Mk3-6-0	Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation (CSIRO), aQueensland Climate Change Centre of Excellence (QCCCE)	Jeffrey et al. (2013)
ICHEC-EC-EARTH	Irish Centre for High-End Computing (ICHEC)	Hazeleger et al. (2011)
IPSL-IPSL-CM5A-MR	Institute Pierre-Simon Laplace (IPSL)	Hourdin et al. (2012)
MIROC-MIROC5	Atmosphere and Ocean Research Institute (AORI), National Institute for Environmental Studies (NIES), Japan Agency for Marine-Earth Science and Technology (JAMSTEC)	Watanabe et al. (2010)
MOHC-HadGEM2-ES	Met Office Hadley Centre (MOHC)	Collins et al. (2011)
MPI-M-MPI-ESM-LR	Max Planck Institute for Meteorology (MPIM)	Giorgetta et al. (2013)
NCC-NorESM1-M	Norwegian Climate Centre (NCC)	Bentsen et al. (2013)
NOAA-GFDL-GFDL-ESM2M	National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA)-Geophysical Fluid Dynamics Laboratory (GFDL)	Dunne et al. (2012)

Table III.A.1 – List of the GCM used to project the climate at M’Baïki over the period 1992-2100.

where  $\mathcal{P}_n(\psi)$  is an adaptive penalty term (Zou 2006). For the growth and mortality processes,  $\ell_n(\psi|\mathbf{Y})$  is equal to

$$\ell_n(\psi|\mathbf{Y}) = \sum_{s=1}^S \sum_{t=1}^T \sum_{j=1}^{n_{st}} \log \left[ \sum_{k=1}^K \pi_k \cdot f(Y_{stj}|\mathbf{X}, \psi_k) \right] \quad (\text{III.A.2})$$

where  $K$  is the number of species groups,  $\pi_k$  is the mixing proportion of group  $k$ ,  $\psi = (\psi_1, \dots, \psi_K)$  with  $\psi_k$  the model parameters for group  $k$ , and  $\mathbf{X}$  is the design matrix of explanatory variables. For the growth model,  $f$  is the Gaussian density function,  $Y_{stj} = \Delta D_{stj}$  where  $\Delta D_{stj}$  is the diameter increment between times  $t$  and  $t + 1$  for the  $j$ th tree from species  $s$ , and  $\psi_k = (\beta_k, \sigma_k)$  with  $\beta_k$  the regression coefficients and  $\sigma_k$  the residual standard deviation for the  $k^{\text{th}}$ -group. For the mortality model,  $f$  is the Bernoulli probability mass function,  $Y_{stj} = M_{stj}$ , where  $M_{stj}$  is a binary indicator of whether the  $j$ -th tree from species  $s$  died between times  $t - 1$  and  $t$ , and  $\psi_k = \gamma_k$  the regression coefficients for the  $k^{\text{th}}$ -group. The log-likelihood for the recruitment process is given by

$$\ell_n(\psi|\mathbf{Y}) = \sum_{s=1}^S \sum_{t=1}^T \log \left[ \sum_{k=1}^K \pi_k \cdot f(Y_{st}|\mathbf{X}, \alpha_k) \right] \quad (\text{III.A.3})$$

where  $f$  is the probability mass function associated to the Poisson distribution with expected value  $\exp(\mathbf{X}\alpha_k)$ ,  $Y_{st} = R_{st}$  is the observed number of recruited trees for species  $s$  at time  $t$ , and  $\psi_k = \alpha_k$  the regression coefficients. Integrated completed likelihood criterion (Biernacki et al. 2000) is used to select the number of groups for each process.

The second step is performed as follows: let  $K_g$  be the number of groups for growth,  $K_r$  for recruitment, and  $K_m$  for mortality. Crossing these classifications gives  $K_g \times K_r \times K_m$  combinations of groups. Each species exclusively belongs to one combination of groups. Assuming that species  $s$  belongs to group  $k_g$  for growth,  $k_r$  for recruitment and  $k_m$  for mortality, the number of trees of species  $s$  at time  $t + 1$  is given by the following equation:

$$\mathbf{N}_s(t + 1) = \mathbf{P}^{k_g}(X_t) \cdot \mathbf{S}^{k_m}(X_t) \cdot \mathbf{N}_s(t) + \mathbf{R}^{k_r}(X_t) \quad (\text{III.A.4})$$

where  $\mathbf{P}^{k_g}$  is the growth probability transition matrix associated to group  $k_g$ ,  $\mathbf{S}^{k_m}$  the survival probability matrix associated to group  $s$  and  $\mathbf{R}^{k_r}$  the number of recruits in the first diameter class associated to group  $k_r$ .

Using MIMM outputs, it is straightforward to predict growth, mortality and recruitments taking into account classification uncertainties. By the law of total expectation, the rate of a dynamics process for a GCM version  $v$  is obtained as follows:

$$\mathbb{E}(\mathbf{P}_{stp}) = \mathbb{E}_c \left[ \mathbb{E}_{p|c}(\mathbf{P}_{stp} | c_{sk}^v = 1) \right] = \sum_{k=1}^{K_p^v} \omega_{sk}^v \cdot g^{-1}(X_{tp} \cdot \psi_k^v) \quad (\text{III.A.5})$$

where  $\mathbf{P}_{stp}$  denotes the process of interest (growth, mortality or recruitment) for the species  $s$  at time  $t$  in a plot  $p$ ,  $\mathbb{E}_c$  is the expectation under the classification distribution,  $\mathbb{E}_{p|c}$  the conditional expectation of the process  $\mathbf{P}$  given the classification,  $K_p^v$  the number of groups for the process  $\mathbf{P}$  selected using the  $v^{\text{th}}$  data-version,  $c_{sk}^v$  the random classification variable,  $\omega_{sk}^v$  the *a posteriori* probability that species  $s$  belongs to group  $k$ ,  $g^{-1}$  the inverse of the link function which is equal to the identity for growth, the inverse logit for mortality and the exponential function for recruitment and  $\psi_k^v$  the corresponding parameter estimates.

The computations were performed using the R software (R Core Team 2015) and the `FLXMRglmnet` function in the `flexmix` package (Grün and Leisch 2008).

Label	Long name	Selection
<b>Climate variables</b>		
c1t	Total cloud fraction	s
mrr	Total runoff	s
sfr	Daily maximum near-surface wind speed	s
snd	Duration of sunshine	s
tas	Near-surface air temperature	s
uas	Eastward near-surface wind	s
vas	Northward near-surface wind	s
<b>Structure variables</b>		
bsl	Stand basal area	f
dmt	Diameter at breast height	f
dns	Stand density	f
ldm	Log-diameter at breast height	f

Table III.A.2 – List of the explanatory variables used in this study. For climate variables, the column named "Selection" indicates whether or not the concerned variable was subject to a VIF-based selection process (s) or has been forced (f) in the list of potential covariates for the MIMM procedure.

## III.B Additional results

### III.B.1 Model verification

Projections were found to be remarkably close to the observations over the calibration period (1992-2005) and over the validation period (2006-2012). Projections matched observations for all three disturbance treatments implemented at M'Baïki (Figure III.B.2).

### III.B.2 Species, guilds and meta-groups

Figure III.B.3 – Next page – Dendrogram of tree species based on the similarity of groups across GCM versions. The colour and the thickness of each branch are respectively representative of the guild composition and the number of trees in M'Baïki control plots between 1992 and 2005, for all different species. Tree species scientific names are listed in the right part of the dendrogram and are written in red for NPLD species, in green for P species, in blue for SB species and in black when the guild is unknown. The closer species are in the dendrogram, the more frequently they are assigned to the same combined groups in the different GCM versions. Coloured boxes give the main meta-groups.

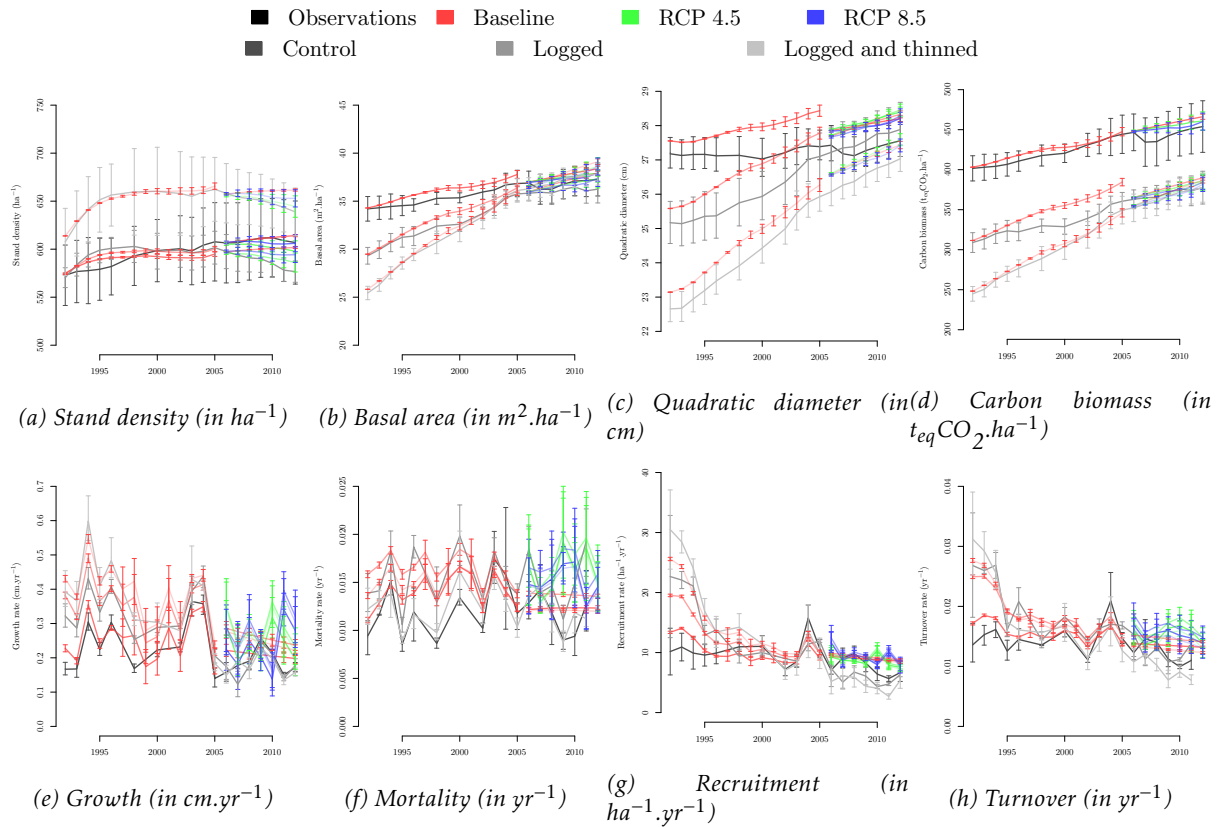
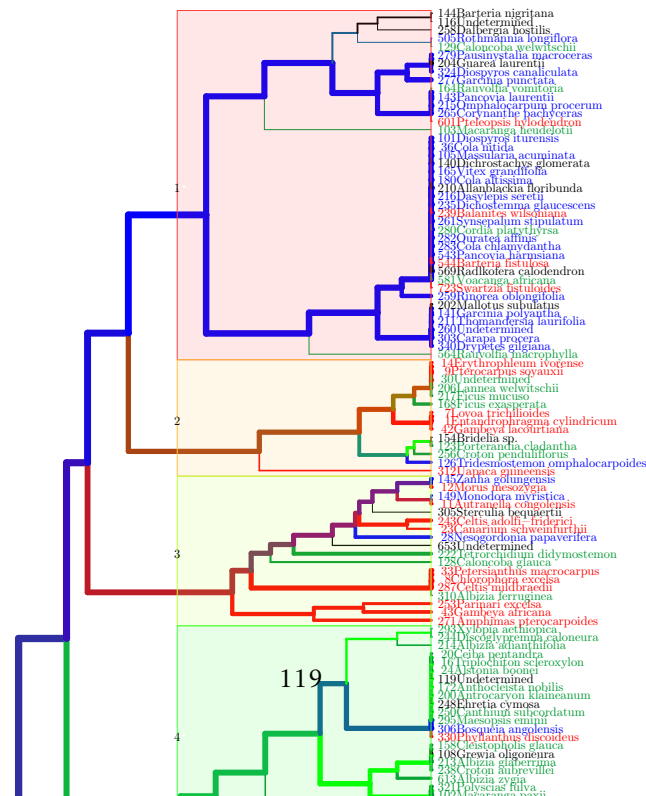


Figure III.B.2 – Change over time of the mean observed and simulated output variables describing forest structure for each disturbance treatment under different climate scenarios: stand density (in  $\text{ha}^{-1}$ , subfigure III.B.2a), stand basal area (in  $\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ , subfigure III.B.2b), quadratic diameter (in cm, subfigure III.B.2c), above-ground carbon biomass (in  $\text{t}_{\text{eq}} \text{CO}_2 \cdot \text{ha}^{-1}$ , subfigure III.B.2d), growth (in  $\text{cm} \cdot \text{yr}^{-1}$ , subfigure III.B.2e), mortality (in  $\text{yr}^{-1}$ , subfigure III.B.2f), recruitment (in  $\text{ha}^{-1} \cdot \text{yr}^{-1}$ , subfigure III.B.2g) and turnover (in  $\text{yr}^{-1}$ , subfigure III.B.2h). For both observation and simulations, the three treatments at M’Baïki are plotted separately. Over the calibration period (1992-2005), simulations start from average treatment-specific forest stands in 1992 and integrate historical runs as climate series until 2005. Later on, simulations are run under three climate scenarios: the constant average climate in historical runs between 1992 and 2005, Rcp 4.5 and Rcp 8.5. Uncertainty bars around observations correspond to the between-plot variability. Uncertainty bars around predictions correspond to the variability between the different GCM versions.



In order to visualise and interpret MIMM's results, we decided to re-aggregate MIMM's outputs according to the following two approaches. The first, exogenous to MIMM, is based on ecological guilds defined by Hawthorne (1995), the second, endogenous to MIMM, is based on the similarities of species groupings between GCM versions. The latter is obtained as follows: let  $\mathbf{S}$  be the similarity matrix with dimension equal to the number of species such that  $S_{ij} = 0$  if species  $i$  and  $j$  have never been clustered in the same group,  $S_{ij} = 1$  if two GCM versions classified  $i$  and  $j$  in the same group,  $S_{ij} = 2$  if three GCM versions classified  $i$  and  $j$  in the same group, and so on, until  $S_{ij} = 9$  if all the 10 GCM versions clustered these two species in the same group. Next using hierarchical clustering, we can define new meta-groups by cutting the dendrogram at a chosen branch height.

### III.B.3 Contribution of structure and climate variables to dynamics processes

#### III.B.3.1 Stand level

The three dynamics processes were not driven by the same variables as shown by the contributions calculated over the projection period (Figure III.B.4). For growth, the highest contribution came from the duration of sunshine under Rcp 4.5 with a correlation coefficient of  $0.4 \pm 0.15$  across the 10 GCM versions, and from the near-surface air temperature under Rcp 8.5 with a correlation coefficient of  $0.51 \pm 0.17$ . Stand basal area was another variable contributing to growth under Rcp 4.5. For recruitment, three variables had the most contribution under both Rcp: two of them were linked to competition, namely to tree basal area and to stand density, while the third was a climate variable: near-surface air temperature. When projection results under both Rcp were considered together, the respective correlations were  $0.64 \pm 0.12$ ,  $0.45 \pm 0.16$  and  $0.36 \pm 0.16$ . The duration of sunshine and the total runoff were additional influential variables though to a lesser extent. For mortality, the near-surface air temperature had the highest contribution, with coefficients of  $0.63 \pm 0.17$  under Rcp 4.5 and  $0.82 \pm 0.1$  under Rcp 8.5. Mortality was also driven by stand structure variables (tree basal area and stand density) and other climate variables (duration of sunshine and total runoff) but with less significance.



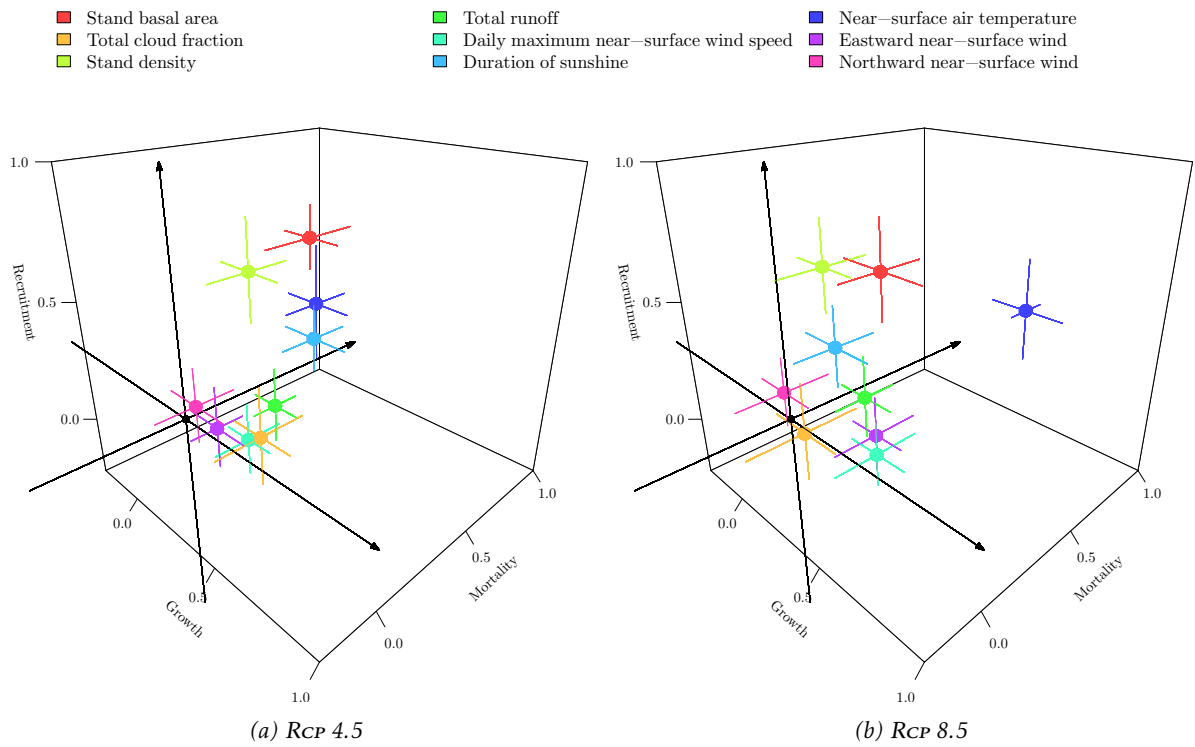


Figure III.B.4 – Trivariate representation of the contribution of explanatory variables, except tree variables  $DBH$  and  $\log-DBH$ , to the change of growth, mortality and recruitment over time, for RCP 4.5 and 8.5. Segments represent the variability (standard errors) across the different GCM versions. A value of 1 means that the projected contribution of the variable is perfectly correlated to the projection of the dynamics process based on all the explanatory variables while a null contribution means that the variable does not contribute to the projection of the dynamics process.

### III.B.3.2 Guild level

Stand-level results remained consistent at the guild-level (Figure III.B.5): duration of sunshine had the largest contribution to growth, tree basal area to recruitment, and near-surface air temperature to mortality. We found higher correlations for P species than for SB and NPLD species. No other covariate showed a clear contribution for P species. On the contrary, for NPLD and SB species, a large number of environmental variables exhibited meaningful contributions. This contrast between guilds suggests that the dynamics of P species would be intrinsic rather than driven by climate variables, while the dynamics of SB and NPLD-dominated groups would be more sensitive to climate variables. Contributions average values were generally higher under RCP 4.5 than under RCP 8.5, due to a higher variability of projections under the latter. An exception to this principle was for the near-surface air temperature that had a sharper increase under RCP 8.5 than under RCP 4.5, leading to an increased contribution to the projection of dynamics processes in the scenarios under RCP 8.5 than in those under RCP 4.5.

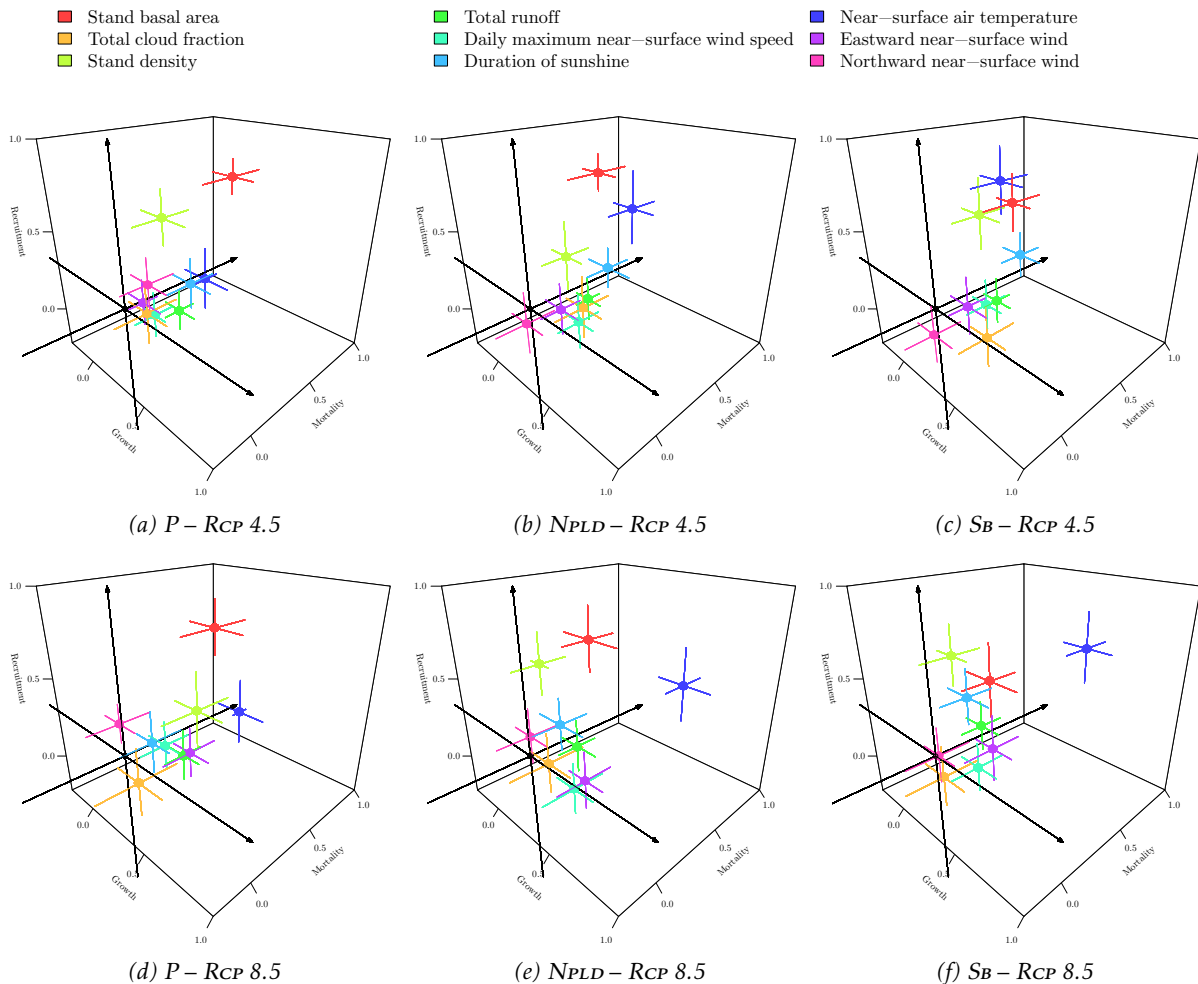


Figure III.B.5 – Trivariate representation of the contribution of explanatory variables to the change of dynamics processes over time, for each guild and for RCP 4.5 and 8.5. Segments are standard errors and represent the variability across GCM versions.

### III.B.3.3 Meta-group level

A different view on the contributions of the variables to the dynamics processes was obtained when decomposing the stand-level contributions at the level of meta-groups (Figures III.B.6 and III.B.7). The main contributions of meta-groups 1, 2, 4, 5, 6 and 7 to growth under RCP 4.5 came from tree basal area, duration of sunshine and total runoff while the contributions of meta-groups 3 and 8 were largely driven by near-surface air temperature, duration of sunshine and daily maximum near-surface wind speed. For meta-group 9, the most contributive variables were tree basal area and stand density. The results were quite different under RCP 8.5: the most significant results were the negative contributions of stand density, for all meta-groups except meta-groups 4 and 9, mainly dominated by P species. For recruitment, the responses were much more homogeneous under RCP 4.5 with an overwhelming contribution of tree basal area for all meta-groups, followed by the duration of sunshine. The contribution of near-surface air temperature was significant for the recruitment of meta-groups 1, 5, 6 and 7, mainly dominated by S<sub>B</sub> species. Under RCP 8.5, two configurations appeared: for meta-groups 2, 3, 4, tree basal area remained the variable contributing the most but for meta-groups 1, 5, 6, 7 and 8, near-surface air temperature took the first place. For meta-group 9, the contributions of both variables had similar correlation. For mortality, near-surface air temperature was the most contributive, for all meta-groups and under both RCP. The contributions of total runoff, stand density and duration of sunshine were also significant for almost all meta-groups.

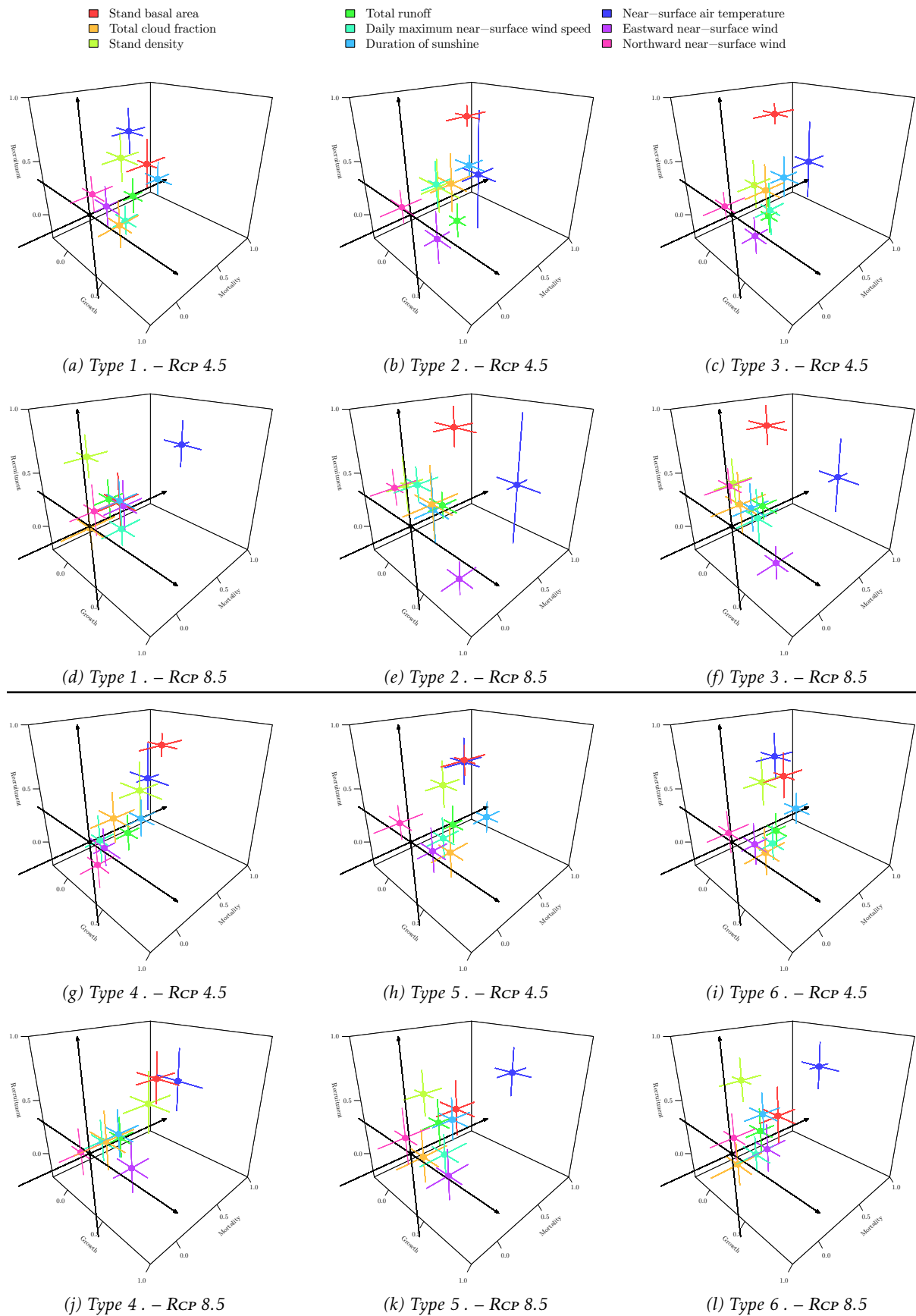


Figure III.B.6 – Trivariate representation of the contribution of explanatory variables to the change of dynamics processes over time, for each meta-group and for RCP 4.5 and 8.5. Segments are standard errors and represent the variability across GCM versions.

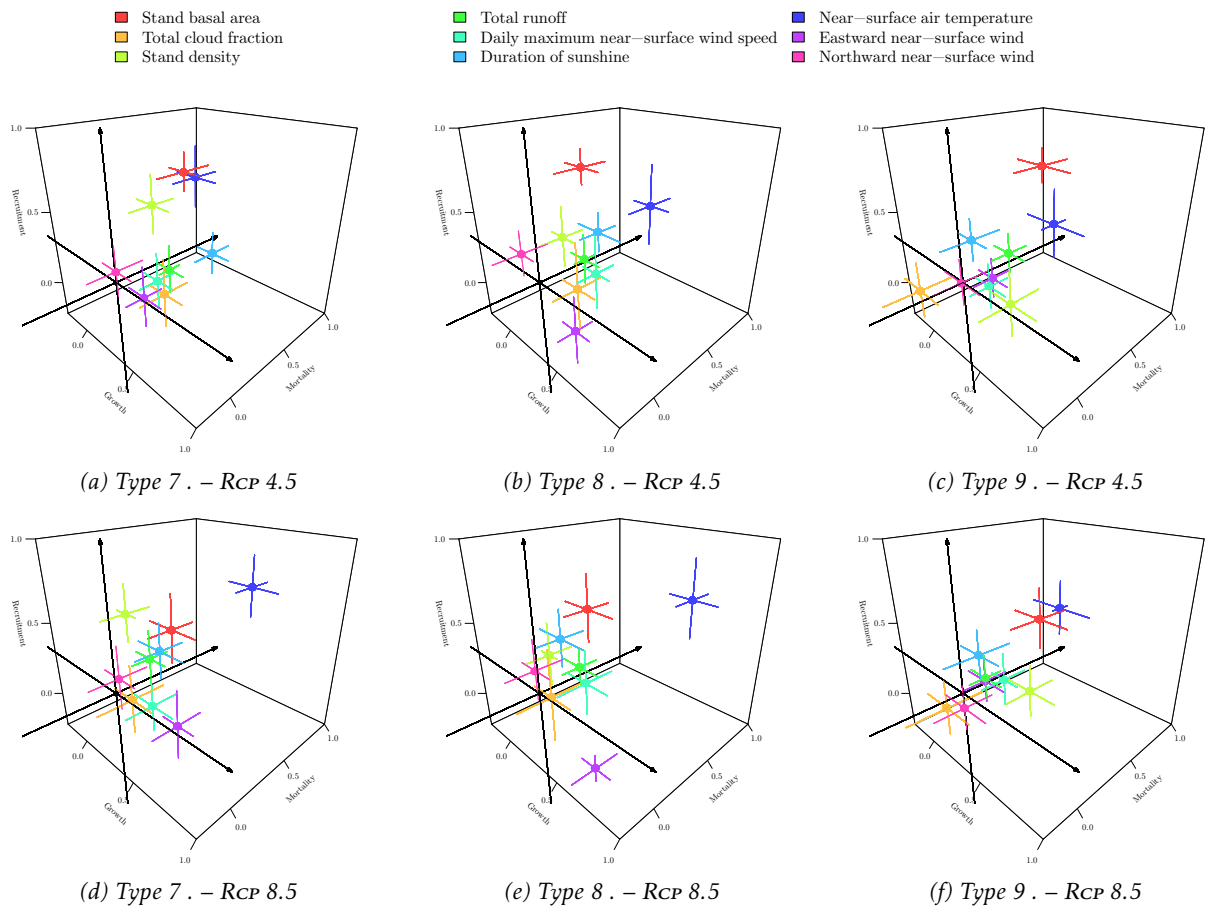


Figure III.B.7 – Trivariate representation of the contribution of explanatory variables to the change of dynamics processes over time, for each meta-group and for RCP 4.5 and 8.5. Segments are standard errors and represent the variability across GCM versions.

### III.B.3.4 Climate drivers and particularly temperature have significant effects on the dynamics processes

Future growth of forests would be mainly driven by stand basal area and sunshine duration under RCP 4.5 and by temperature under Rcp 8.5. Future recruitment of forests would be mainly driven by stand basal area and stand density, while future mortality would be driven by temperature and, to a lesser extent, by total runoff. These results highlight the sensitivity of forests to climate (Anderson Teixeira et al. 2013) with sunshine duration (a proxy of the energy reaching the forest system), water availability and temperature as the main drivers (Aubry Kientz et al. 2015).

The positive influence of sunshine duration on forest growth has already been stressed to explain differences in forest productivity between South-East Asian and Amazonian forests (Banin et al. 2014), suggesting a close link between temporal variation in tree growth and this climate variable (Dong et al. 2012).

If we consider the total runoff as a proxy for water availability, soil properties being assumed to be constant, our predictions under Rcp 4.5 are in line with other studies concerning the importance of drought in tropical forest ecology. The impact of drought has been demonstrated to be mediated by tree mortality (Phillips et al. 2010), especially in large trees (Nepstad et al. 2007) and in high canopy (Silva et al. 2013), even in wet tropical forests (Choat et al. 2012).

In all cases, the positive correlation between projected mortality and temperature is consistent with observations from field studies (Clark et al. 2010). The positive correlation under Rcp 8.5 between projected growth and temperature has also been found in close-to-the-Andes tropical forests (Toledo et al. 2011) but is contradictory with most results from the Amazon, whether based on observations (Clark et al. 2003, Feeley et al. 2007) or simulations from dynamics models integrating climate (Schippers et al. 2015, Aubry Kientz et al. 2015). Two explanations can be given to resolve this contradiction. First, the temperature-sensitivity of growth may not be valid in African forests, which would presumably be more resilient to climate change than Amazon forests (Fauset et al. 2012, Malhi et al. 2014), perhaps in relation to their complex climate history (Malhi et al. 2013). Second, this contradiction could be resolved using the non-linearity of relationships between temperature and photosynthesis (Hüve et al. 2011): when temperature increases, photosynthetic rate increases and then declines. As a consequence, tropical tree species may be near a high temperature threshold for photosynthesis that, if exceeded, will greatly reduce growth (Doughty and Goulden 2008): Amazon forests would already have crossed this threshold whereas Central African forests may still stay below it. In this case, our projections might not have captured this negative effect.

### III.C Additional references

#### Bibliography

- N. R. Aloysius, J. Sheffield, J. E. Saiers, H. Li, and E. F. Wood. Evaluation of historical and future simulations of precipitation and temperature in central Africa from CMIP5 climate models. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 121(1), 2016. ISSN 2169-8996. doi: 10.1002/2015JD023656.
- K. J. Anderson Teixeira, A. D. Miller, J. E. Mohan, T. W. Hudiburg, B. D. Duval, and E. H. DeLucia. Altered dynamics of forest recovery under a changing climate. *Global Change Biology*, 19(7):2001–2021, 2013. ISSN 13541013. doi: 10.1111/gcb.12194. URL <http://doi.wiley.com/10.1111/gcb.12194>.
- V. K. Arora, J. F. Scinocca, G. J. Boer, J. R. Christian, K. L. Denman, G. M. Flato, V. V. Kharin, W. G. Lee, and W. J. Merryfield. Carbon emission limits required to satisfy future representative concentration pathways of greenhouse gases. *Geophysical Research Letters*, 38(5):L05805, 2011. ISSN 1944-8007. doi: 10.1029/2010GL046270.
- M. Aubry Kientz, V. Rossi, F. Wagner, and B. Hérault. Identifying climatic drivers of tropical forest dynamics. *Biogeosciences*, 12(19):5583–5596, 2015. ISSN 1726-4189. doi: 10.5194/bg-12-5583-2015. URL <http://www.biogeosciences.net/12/5583/2015/>.
- L. Banin, S. L. Lewis, G. Lopez-Gonzalez, T. R. Baker, C. A. Quesada, K.-J. Chao, D. F. R. P. Burslem, R. Nilus, K. Abu Salim, H. C. Keeling, S. Tan, S. J. Davies, A. Monteagudo Mendoza, R. Vásquez, J. Lloyd, D. A. Neill, N. Pitman, and O. L. Phillips. Tropical forest wood production: a cross-continental comparison. *Journal of Ecology*, 102(4):1025–1037, 2014. ISSN 1365-2745. doi: 10.1111/1365-2745.12263. URL <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2745.12263>.
- F. Bedel, L. Durrieu de Madron, B. Dupuy, V. Favrichon, V. Maître, A. Bar-Hen, and P. Narboni. *Dynamique de croissance dans des peuplements exploités et éclaircis de forêt dense africaine: le dispositif de M’Baïki en République Centrafricaine (1982-1995)*, volume 1 of *Série FORAFRI*. CIRAD Forêt, Montpellier, France, 1998.
- M. Bentsen, I. Bethke, J. B. Debernard, T. Iversen, A. Kirkevåg, O. Seland, H. Drange, C. Roelandt, I. A. Seierstad, C. Hoose, and J. E. Kristjánsson. The Norwegian Earth System Model, NorESM1-M – Part 1: Description and basic evaluation of the physical climate. *Geosci. Model Dev.*, 6(3):687–720, 2013. ISSN 1991-9603. doi: 10.5194/gmd-6-687-2013. URL <http://www.geosci-model-dev.net/6/687/2013/>.
- C. Biernacki, G. Celeux, and G. Govaert. Assessing a mixture model for clustering with the integrated completed likelihood. *IEEE Transactions on Pattern Analysis and Machine Intelligence*, 22(7):719–725, 2000.
- Y. Boulvert. *Carte phytogéographique de la République Centrafricaine*. ORSTOM (Office de la recherche scientifique et technique Outre-Mer), 1986.
- L. A. Cernusak, K. Winter, J. W. Dalling, J. A. M. Holtum, C. Jaramillo, C. Körner, A. D. B. Leakey, R. J. Norby, B. Poulter, B. L. Turner, and S. J. Wright. Tropical forest responses to increasing atmospheric CO<sub>2</sub>: current knowledge and opportunities for future research. *Functional Plant Biology*, 40(6):531, 2013. ISSN 1445-4408. doi: 10.1071/FP12309. URL <http://www.publish.csiro.au/?paper=FP12309>.
- J. Chave, M. Réjou-Méchain, A. Búrquez, E. Chidumayo, M. S. Colgan, W. B. Delitti, A. Duque, T. Eid, P. M. Fearnside, R. C. Goodman, M. Henry, A. Martínez-Yrizar, W. A. Mugasha, H. C. Muller-Landau, M. Mencuccini, B. W. Nelson, A. Ngomanda, E. M. Nogueira, E. Ortiz-Malavassi, R. Pélissier, P. Ploton, C. M. Ryan, J. G. Saldarriaga,

- and G. Vieilledent. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Global Change Biology*, 2014. ISSN 1365-2486. doi: 10.1111/gcb.12629.
- B. Choat, S. Jansen, T. J. Brodribb, H. Cochard, S. Delzon, R. Bhaskar, S. J. Bucci, T. S. Feild, S. M. Gleason, U. G. Hacke, A. L. Jacobsen, F. Lens, H. Maherali, J. Martínez-Vilalta, S. Mayr, M. Mencuccini, P. J. Mitchell, A. Nardini, J. Pittermann, R. B. Pratt, J. S. Sperry, M. Westoby, I. J. Wright, and A. E. Zanne. Global convergence in the vulnerability of forests to drought. *Nature*, 491(7426):752–755, 2012. ISSN 0028-0836. doi: 10.1038/nature11688. URL <http://www.nature.com/nature/journal/v491/n7426/abs/nature11688.html>.
- P. Ciais, C. Sabine, G. Bala, L. Bopp, V. Brovkin, J. Canadell, A. Chhabra, R. DeFries, J. Galloway, M. Heimann, C. Jones, C. Le Quéré, R. Myneni, S. Piao, and P. Thornton. Carbon and other biogeochemical cycles. In T. Stocker, D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex, and P. Midgley, editors, *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, book section 6, page 465–570. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 2013. ISBN 978-1-107-66182-0. doi: 10.1017/CBO9781107415324.015. URL [www.climatechange2013.org](http://www.climatechange2013.org).
- D. A. Clark, S. Piper, C. Keeling, and D. B. Clark. Tropical rain forest tree growth and atmospheric carbon dynamics linked to interannual temperature variation during 1984–2000. *Proceedings of the national academy of sciences*, 100(10):5852–5857, 2003.
- D. B. Clark, D. A. Clark, and S. F. Oberbauer. Annual wood production in a tropical rain forest in NE Costa Rica linked to climatic variation but not to increasing CO<sub>2</sub>. *Global Change Biology*, 16(2):747–759, 2010. ISSN 13541013, 13652486. doi: 10.1111/j.1365-2486.2009.02004.x. URL <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2486.2009.02004.x>.
- W. J. Collins, N. Bellouin, M. Doutriaux-Boucher, N. Gedney, P. Halloran, T. Hinton, J. Hughes, C. D. Jones, M. Joshi, S. Liddicoat, G. Martin, F. O’Connor, J. Rae, C. Senior, S. Sitch, I. Totterdell, A. Wiltshire, and S. Woodward. Development and evaluation of an Earth-System model – HadGEM2. *Geosci. Model Dev.*, 4(4):1051–1075, 2011. ISSN 1991-9603. doi: 10.5194/gmd-4-1051-2011. URL <http://www.geosci-model-dev.net/4/1051/2011/>.
- P. M. Cox, R. Betts, M. Collins, P. Harris, C. Huntingford, and C. Jones. Amazonian forest dieback under climate-carbon cycle projections for the 21st century. *Theoretical and Applied Climatology*, 78(1):137–156, 2004.
- N. S. Diffenbaugh and F. Giorgi. Climate change hotspots in the CMIP5 global climate model ensemble. *Climatic change*, 114:813–822, 2012.
- S. X. Dong, S. J. Davies, P. S. Ashton, S. Bunyavejchewin, M. N. N. Supardi, A. R. Kassim, S. Tan, and P. R. Moorcroft. Variability in solar radiation and temperature explains observed patterns and trends in tree growth rates across four tropical forests. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 279(1744):3923–3931, 2012. ISSN 0962-8452. doi: 10.1098/rspb.2012.1124. URL <http://rspb.royalsocietypublishing.org/content/279/1744/3923>.
- C. F. Dormann, J. Elith, S. Bacher, C. Buchmann, G. Carl, G. Carré, J. R. G. Marquéz, B. Gruber, B. Lafourcade, P. J. Leitão, T. Münkemüller, C. McClean, P. E. Osborne, B. Reineking, B. Schröder, A. K. Skidmore, D. Zurell, and S. Lautenbach. Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography*, 36(1):27–46, 2013. ISSN 1600-0587. doi: 10.1111/j.1600-0587.2012.07348.x.



- C. E. Doughty and M. L. Goulden. Are tropical forests near a high temperature threshold? *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 113(G1):n/a–n/a, 2008. ISSN 2156-2202. doi: 10.1029/2007JG000632. URL <http://dx.doi.org/10.1029/2007JG000632>. G00B07.
- J. P. Dunne, J. G. John, A. J. Adcroft, S. M. Griffies, R. W. Hallberg, E. Shevliakova, R. J. Stouffer, W. Cooke, K. A. Dunne, M. J. Harrison, J. P. Krasting, S. L. Malyshev, P. C. D. Milly, P. J. Phillipps, L. T. Sentman, B. L. Samuels, M. J. Spelman, M. Winton, A. T. Wittenberg, and N. Zadeh. GFDL’s ESM2 Global Coupled Climate–Carbon Earth System Models. Part I: Physical Formulation and Baseline Simulation Characteristics. *Journal of Climate*, 25(19):6646–6665, 2012. ISSN 0894-8755. doi: 10.1175/JCLI-D-11-00560.1. URL <http://journals.ametsoc.org/doi/abs/10.1175/JCLI-D-11-00560.1>.
- S. Eggleston, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara, and K. Tanabe. Agriculture, forestry and other land use. In *2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories*, volume 4. IPCC National Greenhouse Gas Inventories Programme, Geneva, Switzerland, 2006.
- V. Eyring, S. Bony, G. A. Meehl, C. A. Senior, B. Stevens, R. J. Stouffer, and K. E. Taylor. Overview of the Coupled Model Intercomparison Project Phase 6 (CMIP6) experimental design and organization. *Geoscientific Model Development*, 9(5):1937–1958, 2016. ISSN 1991-9603. doi: 10.5194/gmd-9-1937-2016. URL <http://www.geosci-model-dev.net/9/1937/2016/>.
- S. Fauset, T. R. Baker, S. L. Lewis, T. R. Feldpausch, K. Affum-Baffoe, E. G. Foli, K. C. Hamer, and M. D. Swaine. Drought-induced shifts in the floristic and functional composition of tropical forests in ghana. *Ecology Letters*, 15(10):1120–1129, 2012.
- K. J. Feeley, S. Joseph Wright, N. Supardi, A. R. Kassim, and S. J. Davies. Decelerating growth in tropical forest trees. *Ecology letters*, 10(6):461–469, 2007.
- X. Feng, M. Uriarte, G. González, S. Reed, J. Thompson, J. K. Zimmerman, and L. Murphy. Improving predictions of tropical forest response to climate change through integration of field studies and ecosystem modeling. *Global Change Biology*, 24(1):e213–e232, Jan. 2018. ISSN 13541013. doi: 10.1111/gcb.13863. URL <http://doi.wiley.com/10.1111/gcb.13863>.
- M. A. Giorgetta, J. Jungclaus, C. H. Reick, S. Legutke, J. Bader, M. Böttinger, V. Brovkin, T. Crueger, M. Esch, K. Fieg, K. Glushak, V. Gayler, H. Haak, H.-D. Hollweg, T. Ilyina, S. Kinne, L. Kornblueh, D. Matei, T. Mauritsen, U. Mikolajewicz, W. Mueller, D. Notz, F. Pithan, T. Raddatz, S. Rast, R. Redler, E. Roeckner, H. Schmidt, R. Schnur, J. Segschneider, K. D. Six, M. Stockhause, C. Timmreck, J. Wegner, H. Widmann, K.-H. Wieners, M. Claussen, J. Marotzke, and B. Stevens. Climate and carbon cycle changes from 1850 to 2100 in MPI-ESM simulations for the Coupled Model Intercomparison Project phase 5. *Journal of Advances in Modeling Earth Systems*, 5(3):572–597, 2013. ISSN 1942-2466. doi: 10.1002/jame.20038.
- S. Gourlet-Fleury, L. Blanc, N. Picard, P. Sist, J. Dick, R. Nasi, M. Swaine, and E. Forni. Grouping species for predicting mixed tropical forest dynamics: looking for a strategy. *Annals of forest science*, 62(8):785–796, 2005.
- S. Gourlet-Fleury, D. Beina, A. Fayolle, D. Y. Ouédraogo, F. Mortier, F. Bénédet, D. Closset-Kopp, and G. Decocq. Silvicultural disturbance has little impact on tree species diversity in a Central African moist forest. *Forest Ecology and Management*, 304:322–332, 2013.
- B. Grün and F. Leisch. FlexMix version 2: Finite mixtures with concomitant variables and varying and constant

- parameters. *Journal of Statistical Software*, 28(4):1–35, 2008. URL <http://www.jstatsoft.org/v28/i04/>.
- D. M. Hammerling, A. M. Michalak, C. O'Dell, and S. R. Kawa. Global CO<sub>2</sub> distributions over land from the greenhouse gases observing satellite (gosat). *Geophysical Research Letters*, 39(8):n/a–n/a, 2012. ISSN 1944-8007. doi: 10.1029/2012GL051203. URL <http://dx.doi.org/10.1029/2012GL051203>. L08804.
- W. Hawthorne. Ecological profiles of ghanaian forest trees. *Tropical Forestry Papers*, 29, 1995.
- W. Hazeleger, X. Wang, C. Severijns, S. Ștefănescu, R. Bintanja, A. Sterl, K. Wyser, T. Semmler, S. Yang, B. v. d. Hurk, T. v. Noije, E. v. d. Linden, and K. v. d. Wiel. EC-Earth V2.2: description and validation of a new seamless earth system prediction model. *Climate Dynamics*, 39(11):2611–2629, 2011. ISSN 0930-7575, 1432-0894. doi: 10.1007/s00382-011-1228-5. URL <http://link.springer.com/article/10.1007/s00382-011-1228-5>.
- M. Henry, A. Besnard, W. Asante, J. Eshun, S. Adu-Bredu, R. Valentini, M. Bernoux, and L. Saint-André. Wood density, phytomass variations within and among trees, and allometric equations in a tropical rainforest of Africa. *Forest Ecology and Management*, 260(8):1375–1388, 2010.
- B. Hewitson, C. Lennard, G. Nikulin, and C. Jones. Cordex-africa: a unique opportunity for science and capacity building. *CLIVAR Exchanges*, 17(3):6–7, 2012.
- F. Hourdin, M.-A. Foujols, F. Codron, V. Guemas, J.-L. Dufresne, S. Bony, S. Denvil, L. Guez, F. Lott, J. Ghattas, P. Braconnot, O. Marti, Y. Meurdesoif, and L. Bopp. Impact of the LMDZ atmospheric grid configuration on the climate and sensitivity of the IPSL-CM5a coupled model. *Climate Dynamics*, 40(9-10):2167–2192, 2012. ISSN 0930-7575, 1432-0894. doi: 10.1007/s00382-012-1411-3. URL <http://link.springer.com/article/10.1007/s00382-012-1411-3>.
- C. Huntingford, P. Zelazowski, D. Galbraith, L. M. Mercado, S. Sitch, R. Fisher, M. Lomas, A. P. Walker, C. D. Jones, B. B. Booth, Y. Malhi, D. Hemming, G. Kay, P. Good, S. L. Lewis, O. L. Phillips, O. K. Atkin, J. Lloyd, E. Gloor, J. Zaragoza-Castells, P. Meir, R. Betts, P. P. Harris, C. Nobre, J. Marengo, and P. M. Cox. Simulated resilience of tropical rainforests to CO<sub>2</sub>-induced climate change. *Nature Geoscience*, 6(4):268–273, 2013. ISSN 1752-0894. doi: 10.1038/ngeo1741. URL <http://www.nature.com/ngeo/journal/v6/n4/full/ngeo1741.html>.
- K. Hüve, I. Bichele, B. Rasulov, and U. Niinemets. When it is too hot for photosynthesis: heat-induced instability of photosynthesis in relation to respiratory burst, cell permeability changes and h<sub>2</sub>o<sub>2</sub> formation. *Plant, Cell & Environment*, 34(1):113–126, 2011. ISSN 1365-3040. doi: 10.1111/j.1365-3040.2010.02229.x. URL <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-3040.2010.02229.x>.
- S. J. Jeffrey, L. D. Rotstayn, M. A. Collier, S. Dravitzki, C. Hamalainen, C. Moeseneder, K. Wong, and J. Syktus. Australia's CMIP5 submission using the CSIRO Mk3. 6 model. *Aust. Meteor. Oceanogr. J.*, 63:1–13, 2013. URL [https://www.researchgate.net/profile/Leon\\_Rotstayn/publication/262676213\\_Australia's\\_CMIP5\\_submission\\_using\\_the\\_CSIRO-Mk3.6\\_model/links/0c960538672b414370000000.pdf](https://www.researchgate.net/profile/Leon_Rotstayn/publication/262676213_Australia's_CMIP5_submission_using_the_CSIRO-Mk3.6_model/links/0c960538672b414370000000.pdf).
- C. Jones, F. Giorgi, and G. Asrar. The coordinated regional downscaling experiment: Cordex, an international downscaling link to cmip5. *CLIVAR exchanges*, 16(2):34–40, 2011.
- M. Kazmierczak, T. Wiegand, and A. Huth. A neutral vs. non-neutral parametrizations of a physiological forest gap model. *Ecological Modelling*, 288:94–102, 2014. ISSN 03043800. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2014.05.002. URL <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0304380014002270>.
- S. Lavorel, S. Díaz, J. H. C. Cornelissen, E. Garnier, S. P. Harrison, S. McIntyre, J. G. Pausas, N. Pérez-Harguindeguy,

- C. Roumet, and C. Urcelay. Plant Functional Types: Are We Getting Any Closer to the Holy Grail? In J. G. Canadell, D. E. Pataki, and L. F. Pitelka, editors, *Terrestrial Ecosystems in a Changing World*, pages 149–164. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, 2007. ISBN 978-3-540-32729-5. doi: 10.1007/978-3-540-32730-1\_13. URL [http://link.springer.com/10.1007/978-3-540-32730-1\\_13](http://link.springer.com/10.1007/978-3-540-32730-1_13).
- C. J. Lennard, G. Nikulin, A. Dosio, and W. Moufouma-Okia. On the need for regional climate information over Africa under varying levels of global warming. *Environmental Research Letters*, 13(6):060401, June 2018. ISSN 1748-9326. doi: 10.1088/1748-9326/aab2b4. URL <http://stacks.iop.org/1748-9326/13/i=6/a=060401?key=crossref.68fab1fb622892e51a4f8ac56689b3a0>.
- S. L. Lewis, D. P. Edwards, and D. Galbraith. Increasing human dominance of tropical forests. *Science*, 349(6250): 827–832, 2015.
- F. Ludwig, F. Wietse, J. Wilma, B. Kruijt, and S. Iwan. Climate Change Impacts on the Congo Basin Region. In A. Häensler, D. Jacob, P. Kabat, and F. Ludwig, editors, *Climate Change Scenarios for the Congo Basin*, volume 11 of *Climate Service Centre Report*. Climate Service Centre, Hamburg, Germany, 2013.
- Y. Malhi, S. Adu-Bredu, R. A. Asare, S. L. Lewis, and P. Mayaux. African rainforests: past, present and future. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 368(1625):20120312, 2013.
- Y. Malhi, T. A. Gardner, G. R. Goldsmith, M. R. Silman, and P. Zelazowski. Tropical Forests in the Anthropocene. *Annual Review of Environment and Resources*, 39(1):125–159, 2014. doi: 10.1146/annurev-environ-030713-155141. URL <http://dx.doi.org/10.1146/annurev-environ-030713-155141>.
- P. Mayaux, J.-F. Pekel, B. Desclée, F. Donnay, A. Lupi, F. Achard, M. Clerici, C. Bodart, A. Brink, R. Nasi, and A. Belward. State and evolution of the african rainforests between 1990 and 2010. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 368(1625):20120300, 2013.
- J. Morin Rivat, A. Fayolle, J.-F. Gillet, N. Bourland, S. Gourlet-Fleury, R. Oslisly, L. Bremond, I. Bentaleb, H. Béeckman, and J.-L. Doucet. New evidence of human activities during the holocene in the lowland forests of the northern congo basin. *Radiocarbon*, 56(1), 2013. ISSN 0033-8222. doi: 10.2458/56.16485. URL <https://journals.uair.arizona.edu/index.php/radiocarbon/article/view/16485>.
- F. Mortier, V. Rossi, G. Guillot, S. Gourlet-Fleury, and N. Picard. Population dynamics of species-rich ecosystems: the mixture of matrix population models approach. *Methods in Ecology and Evolution*, 4(4):316–326, 2013.
- F. Mortier, D.-Y. Ouédraogo, F. Claeys, M. G. Tadesse, G. Cornu, F. Baya, F. Benedet, V. Freycon, S. Gourlet-Fleury, and N. Picard. Mixture of inhomogeneous matrix models for species-rich ecosystems. *Environmetrics*, 26(1): 39–51, 2015.
- R. H. Moss, J. A. Edmonds, K. A. Hibbard, M. R. Manning, S. K. Rose, D. P. van Vuuren, T. R. Carter, S. Emori, M. Kainuma, T. Kram, G. A. Meehl, J. F. B. Mitchell, N. Nakicenovic, K. Riahi, S. J. Smith, R. J. Stouffer, A. M. Thomson, J. P. Weyant, and T. J. Wilbanks. The next generation of scenarios for climate change research and assessment. *Nature*, 463(7282):747–756, 2010. ISSN 0028-0836. doi: 10.1038/nature08823. URL <http://dx.doi.org/10.1038/nature08823>.
- D. Nepstad, B. Soares-Filho, F. Merry, P. Moutinho, H. Oliveira Rodrigues, M. Bowman, S. Schwartzman, O. Almeida, and S. Rivero. The costs and benefits of reducing carbon emissions from deforestation and forest degradation in the Brazilian Amazon. Technical report, Woods Hole Research Center, Falmouth, MA, 2007.

- I. Niang, O. Ruppel, M. Abdrabo, C. Field, V. Barros, and D. Dokken. Africa. In V. Barros, C. Field, D. Dokke, M. Mastrandrea, K. Mach, T. Bilir, M. Chatterjee, K. Ebi, Y. Estrada, R. Genova, B. Girma, E. Kissel, A. Levy, S. MacCracken, P. Mastrandea, and L. White, editors, *Climate Change 2007. Impacts, Adaptation and Vulnerability. Part B: Regional Aspects. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.*, pages 1199–1265. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 2014.
- G. Nikulin, C. Lennard, A. Dosio, E. Kjellström, Y. Chen, A. Hänsler, M. Kupiainen, R. Laprise, L. Mariotti, C. F. Maule, E. van Meijgaard, H.-J. Panitz, J. F. Scinocca, and S. Somot. The effects of 1.5 and 2 degrees of global warming on Africa in the CORDEX ensemble. *Environmental Research Letters*, 13(6):065003, June 2018. ISSN 1748-9326. doi: 10.1088/1748-9326/aab1b1. URL <http://stacks.iop.org/1748-9326/13/i=6/a=065003?key=crossref.8ee30d517a6b08b5c70ae7a59717d7fe>.
- D.-Y. Ouédraogo, F. Mortier, S. Gourlet-Fleury, V. Freycon, and N. Picard. Slow-growing species cope best with drought: evidence from long-term measurements in a tropical semi-deciduous moist forest of Central Africa. *Journal of Ecology*, 101(6):1459–1470, 2013.
- H.-J. Panitz, A. Dosio, M. Büchner, D. Lüthi, and K. Keuler. Cosmo-clm (cclm) climate simulations over cordex-africa domain: analysis of the era-interim driven simulations at 0.44 and 0.22 resolution. *Climate dynamics*, 42(11-12):3015–3038, 2014.
- O. L. Phillips, G. van der Heijden, S. L. Lewis, G. López-González, L. E. O. C. Aragão, J. Lloyd, Y. Malhi, A. Monteagudo, S. Almeida, E. A. Dávila, I. Amaral, S. Andelman, A. Andrade, L. Arroyo, G. Aymard, T. R. Baker, L. Blanc, D. Bonal, A. C. A. de Oliveira, K.-J. Chao, N. D. Cardozo, L. da Costa, T. R. Feldpausch, J. B. Fisher, N. M. Fyllas, M. A. Freitas, D. Galbraith, E. Gloor, N. Higuchi, E. Honorio, E. Jiménez, H. Keeling, T. J. Killeen, J. C. Lovett, P. Meir, C. Mendoza, A. Morel, P. N. Vargas, S. Patiño, K. S.-H. Peh, A. P. Cruz, A. Prieto, C. A. Quesada, F. Ramírez, H. Ramírez, A. Rudas, R. Salamão, M. Schwarz, J. Silva, M. Silveira, J. W. Ferry Slik, B. Sonké, A. S. Thomas, J. Stropp, J. R. D. Taplin, R. Vásquez, and E. Vilanova. Drought–mortality relationships for tropical forests. *New Phytologist*, 187(3):631–646, 2010. ISSN 1469-8137.
- N. Picard, F. Mortier, V. Rossi, and S. Gourlet-Fleury. Clustering species using a model of population dynamics and aggregation theory. *Ecological Modelling*, 221(2):152–160, 2010. ISSN 03043800. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2009.10.013. URL <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0304380009006668>.
- N. Picard, P. Köhler, F. Mortier, and S. Gourlet-Fleury. A comparison of five classifications of species into functional groups in tropical forests of French Guiana. *Ecological Complexity*, 11:75–83, Sept. 2012. ISSN 1476945X. doi: 10.1016/j.ecocom.2012.03.003. URL <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1476945X12000256>.
- W. Pokam Mba, G.-N. T. Longandjo, W. Moufouma-Okia, J.-P. Bell, R. James, D. A. Vondou, A. Haensler, T. C. Fotso-Nguemo, G. M. Guenang, A. L. D. Tchotchou, P. H. Kamsu-Tamo, R. R. Takong, G. Nikulin, C. J. Lennard, and A. Dosio. Consequences of 1.5°C and 2°C global warming levels for temperature and precipitation changes over Central Africa. *Environmental Research Letters*, 13(5):055011, May 2018. ISSN 1748-9326. doi: 10.1088/1748-9326/aab048. URL <http://stacks.iop.org/1748-9326/13/i=5/a=055011?key=crossref.78d90717aa7c9b0f605eea896ebd2859>.
- R Core Team. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing,

Vienna, Austria, 2015. URL <https://www.R-project.org/>.

P. Samuelsson, C. G. Jones, U. Willén, A. Ullerstig, S. Gollvik, U. Hansson, C. Jansson, E. Kjellström, G. Nikulin, and K. Wyser. The rossby centre regional climate model rca3: model description and performance. *Tellus A*, 63 (1):4–23, 2011.

P. Schippers, F. Sterck, M. Vlam, and P. A. Zuidema. Tree growth variation in the tropical forest: understanding effects of temperature, rainfall and co<sub>2</sub>. *Global change biology*, 2015.

C. E. Silva, J. R. Kellner, D. B. Clark, and D. A. Clark. Response of an old-growth tropical rainforest to transient high temperature and drought. *Global change biology*, 19(11):3423–3434, 2013.

P. Smith, M. Bustamante, H. Ahammad, H. Clark, H. Dong, E. A. Elsiddig, H. Haberl, R. Harper, J. House, M. Jafari, O. Masera, C. Mbow, N. H. Ravindranath, C. W. Rice, C. Robledo Abad, A. Romanovskaya, F. Sperling, and F. Tubiello. Agriculture, Forestry and Other Land Use (AFOU). In O. Edenhofer, R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, E. Farahani, S. Kadner, K. Seyboth, A. Adler, I. Baum, S. Brunner, P. Eickemeier, B. Kriemann, J. Savolainen, S. Schlömer, C. von Stechow, T. Zwickel, and J. Minx, editors, *Climate Change 2014: itigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 2014.

D. J. Sonwa, P. Scholte, W. Pokam, P. Schauerte, M. Tsalefac, C. Bouka Biona, C. Peach Brown, A. Haensler, F. Ludwig, F. K. Mkankam, A. Mosnier, W. Moufouma-Okia, F. Ngana, and A.-M. Tiani. Climate change and adaptation in Central Africa: past, scenarios and options for the future. In C. De Wasseige, D. Louppe, F. John, K. Heiner, B. Bedoret, D. de Beaufort, and C. Halleux, editors, *Les forêts du Bassin du Congo - État des Forêts 2013*, pages 99–119. Weyrich Édition, Weyrich, Belgique, 2014.

A. L. S. Swann, F. M. Hoffman, C. D. Koven, and J. T. Randerson. Plant responses to increasing CO<sub>2</sub> reduce estimates of climate impacts on drought severity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(36):10019–10024, 2016. ISSN 0027-8424, 1091-6490. doi: 10.1073/pnas.1604581113. URL <http://www.pnas.org/lookup/doi/10.1073/pnas.1604581113>.

K. E. Taylor, R. J. Stouffer, and G. A. Meehl. An overview of CMIP5 and the experiment design. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 93(4):485–498, 2012.

M. Toledo, L. Poorter, M. Peña-Claros, A. Alarcón, J. Balcázar, C. Leño, J. C. Licona, O. Llanque, V. Vroomans, P. Zuidema, and F. Bongers. Climate is a stronger driver of tree and forest growth rates than soil and disturbance: Climate drives tree and forest growth. *Journal of Ecology*, 99(1):254–264, 2011. ISSN 00220477. doi: 10.1111/j.1365-2745.2010.01741.x. URL <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2745.2010.01741.x>.

M. Uriarte, R. Muscarella, and J. K. Zimmerman. Environmental heterogeneity and biotic interactions mediate climate impacts on tropical forest regeneration. *Global Change Biology*, 24(2):e692–e704, Feb. 2018. ISSN 13541013. doi: 10.1111/gcb.14000. URL <http://doi.wiley.com/10.1111/gcb.14000>.

M. Usher. A matrix approach to the management of renewable resources, with special reference to selection forests. *Journal of Applied Ecology*, pages 355–367, 1966.

M. Usher. A matrix model for forest management. *Biometrics*, pages 309–315, 1969.

A. Voldoire, E. Sanchez-Gomez, D. S. y Mélia, B. Decharme, C. Cassou, S. Sénési, S. Valcke, I. Beau, A. Alias, M. Chevallier, M. Déqué, J. Deshayes, H. Douville, E. Fernandez, G. Madec, E. Maisonnave, M.-P. Moine, S. Plan-

- ton, D. Saint-Martin, S. Szopa, S. Tyteca, R. Alkama, S. Belamari, A. Braun, L. Coquart, and F. Chauvin. The CNRM-CM5.1 global climate model: description and basic evaluation. *Climate Dynamics*, 40(9-10):2091–2121, 2012. ISSN 0930-7575, 1432-0894. doi: 10.1007/s00382-011-1259-y. URL <http://link.springer.com/article/10.1007/s00382-011-1259-y>.
- A. P. Walker, S. Zaehle, B. E. Medlyn, M. G. De Kauwe, S. Asao, T. Hickler, W. Parton, D. M. Ricciuto, Y.-P. Wang, D. Wårlind, and R. J. Norby. Predicting long-term carbon sequestration in response to co2 enrichment: How and why do current ecosystem models differ? *Global Biogeochemical Cycles*, 29(4):476–495, 2015. ISSN 1944-9224. doi: 10.1002/2014GB004995. URL <http://dx.doi.org/10.1002/2014GB004995>. 2014GB004995.
- M. Watanabe, T. Suzuki, R. O’ishi, Y. Komuro, S. Watanabe, S. Emori, T. Takemura, M. Chikira, T. Ogura, M. Sekiguchi, K. Takata, D. Yamazaki, T. Yokohata, T. Nozawa, H. Hasumi, H. Tatebe, and M. Kimoto. Improved Climate Simulation by MIROC5: Mean States, Variability, and Climate Sensitivity. *Journal of Climate*, 23(23):6312–6335, 2010. ISSN 0894-8755. doi: 10.1175/2010JCLI3679.1. URL <http://journals.ametsoc.org/doi/abs/10.1175/2010JCLI3679.1>.
- R. A. I. Wilcke and L. Bärring. Selecting regional climate scenarios for impact modelling studies. *Environmental Modelling & Software*, 78:191–201, 2016. ISSN 1364-8152. doi: 10.1016/j.envsoft.2016.01.002. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1364815216300020>.
- S. Wright. Tropical forests in a changing environment. *Trends in Ecology & Evolution*, 20(10):553–560, 2005.
- A. Zanne, G. Lopez-Gonzalez, D. Coomes, J. Ilic, S. Jansen, S. Lewis, R. Miller, N. Swenson, M. Wiemann, and J. Chave. Global wood density database. *Dryad. Identifier*, 235, 2009. URL <http://hdl.handle.net/10255/dryad>.
- P. Zelazowski, Y. Malhi, C. Huntingford, S. Sitch, and J. B. Fisher. Changes in the potential distribution of humid tropical forests on a warmer planet. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 369(1934):137–160, 2011. ISSN 1364-503X, 1471-2962. doi: 10.1098/rsta.2010.0238. URL <http://rsta.royalsocietypublishing.org/content/369/1934/137>.
- Z. Zhang, H. Jiang, J. Liu, W. Ju, and X. Zhang. Effect of heterogeneous atmospheric CO2 on simulated global carbon budget. *Global and Planetary Change*, 101:33–51, 2013. ISSN 09218181. doi: 10.1016/j.gloplacha.2012.12.002. URL <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0921818112002305>.
- L. Zhou, Y. Tian, R. B. Myneni, P. Ciais, S. Saatchi, Y. Y. Liu, S. Piao, H. Chen, E. F. Vermote, C. Song, and T. Hwang. Widespread decline of Congo rainforest greenness in the past decade. *Nature*, 509(7498):86–90, 2014. ISSN 0028-0836. doi: 10.1038/nature13265. URL <http://www.nature.com/nature/journal/v509/n7498/full/nature13265.html>.
- H. Zou. The adaptive lasso and its oracle properties. *Journal of the American Statistical Association*, 101(476):1418–1429, 2006.

## 3392 **Chapitre IV**

# 3393 **L'aménagement des concessions** 3394 **forestières face au changement** 3395 **climatique**

## IV.1 Introduction

Selon le Groupe Intergouvernemental d'Experts sur le Climat (GIEC), l'Afrique est l'un des continents les plus vulnérables au changement climatique du fait d'une exposition élevée aux risques climatiques et de faibles capacités d'adaptation (Niang *et al.* 2014). Les modèles de circulation générale (GCM, *general circulation models*) du Coupled Model Intercomparison Project Phase 5 (CMIP5) projettent que les températures moyennes de l'air près de la surface y augmenteront plus rapidement que la moyenne globale (James et Washington 2013). Certaines régions tropicales africaines constituent des points-chauds de changement climatique (Diffenbaugh et Giorgi 2012), où des situations climatiques encore inédites se produiraient jusqu'à 2 décennies plus tôt que dans le reste du monde, soit dès 2040. En Afrique centrale, les modèles climatiques s'accordent sur une forte augmentation des températures de 2 à 4° d'ici la fin du siècle en fonction des scénarios d'émissions (Aloysius *et al.* 2016). Des vagues de chaleur plus fréquentes, plus longues et plus intenses sont également projetées (Dosio 2017). Bien que moins robustes et plus variables, les projections relatives aux précipitations ne montrent pas de changement, majeur avec des gammes de variation allant de -10 à +10 % dans les zones plus humides et de -15 à +30 % dans les zones plus arides de la sous-région (Häensler *et al.* 2013). Cependant, des changements plus importants sont projetés dans la distribution des pluies, avec une augmentation à la fois des épisodes de pluies intenses et des épisodes de sécheresse (Haensler *et al.* 2013, Tsalefac *et al.* 2015).

Les impacts directs et indirects qu'auront ces changements sur les forêts d'Afrique centrale sont encore très incertains (de Wasseige *et al.* 2015). Le scénario d'un dépérissement massif, comme initialement projeté sur les forêts amazoniennes (Cox *et al.* 2004) ou généralisé au niveau mondial, mais de manière controversée (Allen *et al.* 2015), semblerait peu probable, au regard des premières analyses d'impact qui suggèrent au contraire une augmentation de la biomasse, principalement du fait de l'augmentation de la concentration atmosphérique en CO<sub>2</sub> et de l'accroissement de l'activité photosynthétique associée (Ludwig *et al.* 2013). Au niveau local cependant, les changements de précipitations pourraient entraîner des conversions de forêts sempervirentes en forêts semi-décidues du fait de sécheresses accrues, ou au contraire une expansion des forêts au dépens des savanes induite par une augmentation des précipitations (Malhi *et al.* 2013).

Cette absence de dépérissement suggère une meilleure résistance et une capacité d'adaptation accrue aux épisodes de sécheresse (Asefi Najafabady et Saatchi 2013). Zhou *et al.* (2014) ont cependant mis en évidence un déclin généralisé de l'activité photosynthétique, qui associé au déficit hydrique, entraînerait un changement majeur de la structure et de la composition forestière. Un basculement des espèces sempervirentes aux espèces décidues est déjà observé au Ghana (Fauset *et al.* 2012). Claeys *et al.* (soumis) ont montré que le changement climatique pourrait avoir des répercussions sur la dynamique, la struc-



ture et la composition des forêts d'Afrique centrale, avec un effet d'éclaircissement et un phénomène d'homogénéisation biotique, en faveur des espèces pionnières à longue durée de vie.

La vulnérabilité et l'adaptation des forêts au changement climatique en Afrique centrale, si elles ont par le passé reçu bien moins d'attention que la question des leviers forestiers d'atténuation du changement climatique, notamment la réduction des émissions liées à la déforestation et à la dégradation forestière (Somorin *et al.* 2012), sont maintenant l'objet d'une attention croissante des gouvernements d'Afrique centrale. Cela passe notamment par des réponses politiques et institutionnelles, résumées dans les Communications nationales (CN) à la Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques (CCNUCC) et les Programmes d'action nationaux d'adaptation (PANA) (Eba'a Atyi *et al.* 2015). Des efforts de recherche accrus sont également à souligner (Sonwa *et al.* 2014).

Les stratégies d'adaptation des forêts visent le même objectif que les stratégies de gestion durable des forêts (GDF), celui de garantir à la fois le maintien des peuplements forestiers et la fourniture de biens et services écosystémiques (Locatelli *et al.* 2008). L'accent est donc souvent mis sur la synergie existant entre les stratégies d'atténuation et les stratégies d'adaptation (Ravindranath 2007). Certaines mesures d'adaptation, telles que la diminution des durées de rotation, peuvent cependant avoir des effets collatéraux négatifs en termes d'atténuation, tandis que certaines mesures d'atténuation, telles que les plantations, peuvent ne pas être pleinement satisfaisantes sur le plan de l'adaptation (Locatelli *et al.* 2015, Few *et al.* 2017).

Sur le plan de la gestion des forêts tropicales, l'adaptation au changement climatique est encore très peu prise en compte. Les pratiques font encore généralement l'hypothèse implicite que les conditions climatiques demeurent constantes (Guariguata *et al.* 2008). Les impacts du changement climatique ne sont ainsi que trop peu considérés dans les décisions et les plans d'aménagement des forêts (Bele *et al.* 2015) car considérés comme moins importants que d'autres menaces sur les forêts, telles que l'agriculture commerciale et l'exploitation non planifiée (Guariguata *et al.* 2012).

En Afrique centrale, les forêts de production sont la propriété des États mais du fait de la difficulté d'accès et de la grande superficie des massifs forestiers, d'une part, et du manque de moyens humains et financiers des administrations publiques, d'autre part, elles sont généralement gérées selon un régime de concession associant des investisseurs privés, notamment industriels et une régulation publique (Karsenty *et al.* 2008). La mise en place progressive de la GDF s'est traduite par l'adoption de nouvelles législations forestières et la réalisation de plans d'aménagement amenant à réformer le système des concessions forestières (Karsenty 2016). Volontiers qualifié de durable, l'aménagement vise à remplacer l'exploitation forestière de type « minier », prélevant la ressource disponible sans aucune

planification préalable par un « modèle économique et écologique et de délégation partielle de gouvernance aux sociétés forestières » (Bayol *et al.* 2012; 2014). Les concessions forestières en Afrique centrale correspondent à une réalité diverse avec de nombreuses sources d'hétérogénéité parmi lesquelles l'âge, la taille, l'origine des capitaux, le marché visé et finalement différentes stratégies d'exploitation (Ruiz Pérez *et al.* 2005). Par rapport aux autres types de permis et de concession, les concessions industrielles se distinguent par leur grande taille de surface concédée et une durée de concession élevée.

Sur le plan économique, la démarche de l'aménagement-concession, pour reprendre la formule de Fargeot *et al.* (2004), repose sur l'association à long-terme d'une concession forestière et d'un outil industriel correctement dimensionné au potentiel forestier. Les premières rotations bénéficient en effet d'une « générosité de la nature » (Pinchot 1910), ou d'un bonus de forêt primaire (Poore 2010, Putz *et al.* 2012), résultant de l'accumulation de matière ligneuse sur une durée qui excède largement la durée de rotation, et ne saurait être retrouvée à des échelles de temps compatibles avec l'activité humaine. C'est ce bonus qui permet de compenser les lourds coûts d'ouverture et d'équipement des massifs forestiers. En lien avec le caractère très sélectif de l'exploitation, la surface de la concession peut être considérée comme une garantie d'approvisionnement pour l'exploitant tandis que les investissements, en retour, sont une certaine garantie de maintien de l'activité pour l'État. L'aménagement-concession prend ainsi en compte les particularités de la sous-région : importance des ressources forestières, insuffisance des infrastructures, faiblesse de la densité de populations, volonté politique de développer l'industrie de transformation du bois.

Sur le plan environnemental, de manière à assurer une reconstitution satisfaisante du peuplement forestier, l'aménagement des séries d'exploitation repose sur 3 paramètres : la liste des espèces exploitées, la durée de rotation et les diamètres minimaux d'aménagement (DMA).

Les premières espèces à être exploitées sont les espèces présentant des qualités technologiques satisfaisantes, avec une demande bien établie et une abondance suffisante pour amortir les investissements industriels ou d'accès aux marchés. La première rotation se concentre généralement sur une dizaine d'espèces. Dans les rotations ultérieures, l'aménagement peut envisager d'autres espèces dites secondaires ou de promotion.

La durée de rotation est le temps moyen séparant deux passages de l'exploitation sur une même assiette annuelle de coupe (AAC). La durée de rotation doit être compatible avec la durée d'aménagement et avec la durée d'amortissement physique des équipements de transformation, soit environ 20 à 30 ans.

Les DMA sont déterminés de manière à assurer un taux minimal de reconstitution des espèces exploitées, compte-tenu de la durée de rotation, de la structure diamétrique des espèces exploitées et des processus dynamiques spécifiques de croissance, de mortalité et de recrutement. Sur le plan biologique, les DMA doivent être supérieurs aux diamètres à partir desquels les arbres fructifient. Sur le plan réglementaire,

les DMA ne doivent pas être inférieurs aux diamètres minimaux d'exploitabilité (DME), ces derniers étant fixés par la loi.

Malgré ces dispositions, la garantie de durabilité qu'apporterait l'aménagement forestier reste controversée (Nasi et Frost 2009). Dans leur critique de l'exploitation forestière tropicale, Zimmerman et Kormos (2012) estiment qu'une fois les premiers investissements effectués, les coûts de production diminuent de sorte que l'exploitation d'autres espèces et qualités devient rentable. Ceci conduirait à une augmentation progressive de l'intensité de coupe, enclenchant ainsi un cycle de dégradation successive, préalable à une éventuelle déforestation. Ce raisonnement doit cependant être nuancé car plusieurs effets jouent en sens opposé sur l'intensité de coupe. D'un côté, l'intensité de coupe peut augmenter du fait que l'exploitation des forêts déjà exploitées ne nécessite pas les mêmes moyens financiers ou techniques que les forêts n'ayant jamais été exploitées pour leur bois, ou encore, que la demande en bois peut augmenter, notamment sur les marchés locaux. À l'inverse, l'intensité de coupe peut diminuer du fait que les arbres récoltés après la première rotation sont moins rémunérateurs à l'exportation qu'en première rotation soit parce qu'ils appartiennent à des espèces peu commercialisées, soit parce que leur bois est de moins bonne qualité.

Le devenir du peuplement forestier sous exploitation va dépendre en partie de l'écologie des espèces exploitées, et en particulier de leur tolérance à l'ombrage. Les espèces sont souvent classées en trois guildes issues de la classification de Hawthorne (1995) : les espèces pionnières (P, *pioneers*), les espèces héliophiles non-pionnières (NPLD, *non-pioneer light-demanders*) et les espèces tolérantes à l'ombrage (SB, *shade-bearers*). En ouvrant le milieu, l'exploitation forestière favoriserait la régénération des espèces NPLD (Ouédraogo *et al.* 2011). Les intensités de coupe en Afrique centrale sont trop faibles pour permettre une régénération suffisante des espèces les plus héliophiles (Fredericksen et Putz 2003), une situation en revanche favorable aux SB (Hall *et al.* 2003). La situation peut devenir paradoxale (Karsenty et Gourlet-Fleury 2006) : les intensités de coupe à l'échelle des espèces peuvent être trop élevées tandis que l'intensité de coupe toutes espèces confondues est trop faible pour assurer une reconstitution des espèces exploitées. À l'inverse, une ouverture excessive favorise l'établissement et la croissance rapide d'espèces pionnières à courte durée de vie (Duah Gyamfi *et al.* 2014).

L'impact du changement climatique sur l'exploitation forestière passe par une compréhension de l'impact cumulé de l'exploitation forestière et du changement climatique sur le comportement des espèces et sur celui du peuplement forestier. La compréhension et la projection des conséquences sur les choix d'aménagement qu'auront les changements de structure et de composition causés par ces impacts cumulés, implique également de démêler l'articulation entre peuplement forestier et outil industriel, à la base de la notion d'aménagement-concession.

Les concessions forestières soulèvent de nombreuses questions sur les relations public-privé pour la gestion des ressources forestières (Repetto et Gillis 1988). La gestion d'une ressource publique par une entreprise privée en ayant une meilleure connaissance et maîtrise que l'État est un problème classique de principal-agent (Bogle et van Kooten 2015), souvent mobilisé par les économistes pour explorer l'efficacité de différents instruments incitatifs (Gray 2002).

Les systèmes de cautionnement d'exécution (*performance bonding scheme*) utilisés par un État pour s'assurer que les concessionnaires forestiers respectent bien leurs cahiers de charge, ont ainsi justifié la conception de modèles d'analyse économique simplifiée de concessions forestières en Amazonie (Kuusela 2013, Kuusela et Amacher 2016). Cette première famille de modèles est notamment utilisée pour étudier de manière analytique, l'impact qu'a l'introduction de différentes sophistications telles l'ajout de contraintes sur l'activité des exploitants, le risque de non-remboursement par le gouvernement ou les imperfections de mise en œuvre par le concessionnaire (Kuusela 2013), et nourrissent ainsi les réflexions d'économie publique sur la régulation des rentes forestières (Karsenty *et al.* 2008, Giudice *et al.* 2012), les régimes de taxation du bois (Karsenty 2010, Hansen et Lund 2011) ou la lutte contre la corruption (Amacher 2006, Amacher *et al.* 2012).

Dans ces travaux, les modèles de concession sont d'une simplicité extrême dans la description tant de la structure de coût, résumée à une simple fonction de coût strictement convexe, que du peuplement forestier, qui peut aller jusqu'à être complètement ignoré.

Une autre famille de modèles utilisés pour évaluer les impacts de l'exploitation forestière tropicale est la famille des modèles de trouée (*forest gap models*) (Fischer *et al.* 2016, par exemple), des modèles écologiques s'intéressant aux successions forestières et à leur dynamique sur le long-terme. Initialement développés sur les forêts tempérées (Botkin *et al.* 1972), avant d'être appliqués aux forêts tropicales (Doyle 1981, modèle FORICO), ces modèles ont par la suite été utilisés pour étudier l'impact à long-terme de l'exploitation forestière. Les modèles tropicaux les plus connus actuellement sont FORMIX (Huth 1998), utilisé pour étudier l'exploitation forestière en Malaisie (Huth et Ditzer 2001), et sa variante individu-centrée FORMIND (Köhler et Huth 1998), utilisée au Vénézuëla (Kammesheidt *et al.* 2001) et en Malaisie (Köhler et Huth 2004). Dans ces modèles, l'étude de l'exploitation ne porte cependant que sur la dynamique de long-terme des forêts et aucune analyse économique n'est généralement effectuée.

La famille des modèles matriciels (Caswell 2001) est une autre famille de modèles dédiés à l'étude de la dynamique forestière et de l'impact de l'exploitation forestière. Plusieurs travaux ont été effectués en Afrique centrale (Debroux 1998, Picard 2007, Ouédraogo 2011, par exemple). Bien que ces modèles se concentrent le plus souvent sur la description écologique des peuplements forestiers, des applications économiques ont été effectuées, notamment en lien avec la production de bois (Boscolo et Vincent 2000,

3562 Medjibe et Putz 2012, Ndjondo *et al.* 2014, par exemple).

3563 Pour évaluer à la fois les enjeux de durabilité économique et environnementale, des modélisations bioé-  
3564 conomiques ont été développées sur des couplages entre modèles matriciels de dynamique forestière  
3565 et modèles microéconomiques de concession. En Afrique centrale, Karsenty et Gourlet-Fleury (2006)  
3566 ont exploré la durabilité de l'exploitation de deux espèces commerciales, le Sapelli (*Entandrophragma*  
3567 *cylindricum* (Sprague) Sprague & Hoyle) et l'Ayous (*Triplochiton scleroxylon* K. Schum.), sous différentes  
3568 contraintes d'aménagement. Ces travaux font cependant l'hypothèse d'une stationnarité des prescrip-  
3569 tions de l'aménagement, notamment en termes de DMA, alors même que l'aménagement est un outil  
3570 profondément dynamique censé être réactualisé au moins à chaque rotation. Surtout, ces travaux ne  
3571 modélisent pas le comportement économique de l'exploitant. Plus sophistiqué, le modèle de Macpher-  
3572 son *et al.* (2010), appliqué dans la région orientale de l'Amazonie brésilienne, repose sur un couplage  
3573 entre un modèle matriciel, issu du modèle de dynamique forestière inéquienne et multi-espèces de  
3574 Buongiorno et Michie (1980), et un modèle de comportement de l'exploitant inspiré du modèle de Bos-  
3575 colo et Vincent (2000) permettant de simuler l'effet de réglementations forestières, de mécanismes de  
3576 contrainte et de systèmes de redevances sur l'adoption de pratiques alternatives de gestion forestière  
3577 par les exploitants. Le comportement économique du concessionnaire dans ce modèle vise à maximiser  
3578 la valeur actualisée nette (VAN) de son investissement compte-tenu du cadre réglementaire existant  
3579 et des prescriptions issues du modèle de dynamique forestière. La VAN est un indicateur de la rentabi-  
3580 lité d'une opération d'investissement, calculé comme la somme actualisée dans le temps des flux de  
3581 trésorerie engendrés par cette opération. La structure de coûts du modèle de Macpherson *et al.* (2010)  
3582 distingue des coûts variables et des coûts fixes. Les coûts variables dépendent de l'intensité de coupe,  
3583 pour les opérations d'abattage, de débardage, de manutention des grumes et de transport. Les coûts  
3584 fixes sont indépendants de l'intensité de coupe et couvrent les coûts de transaction, de planification  
3585 et de mobilisation du capital. Pour le peuplement forestier, 5 groupes d'espèces sont déterminés, sur  
3586 la base notamment de la tolérance à l'ombrage. Plusieurs paramètres du modèle de Macpherson *et al.*  
3587 (2010), comme la composition des différents groupes d'espèces, ou le choix des espèces exploitées, sont  
3588 cependant encore fixés de manière exogène, sur la base d'une connaissance *a priori* de ces espèces. La  
3589 mortalité naturelle est par ailleurs négligée.

3590 L'aménagement durable est l'un des principaux instruments déployés en Afrique centrale pour régu-  
3591 ler les pratiques des concessionnaires forestiers. Tout en étant un instrument privilégié pour apporter  
3592 des garanties visant à assurer la pérennité de l'exploitation forestière, il serait également un instrument  
3593 clef pour adapter l'exploitation au changement climatique. Dans ce chapitre, nous testerons l'hypothèse  
3594 selon laquelle l'encadrement des pratiques d'exploitation par les règles d'aménagement permettent d'as-  
3595 surer la pérennité de l'exploitation face aux impacts du changement climatique.

La méthodologie employée reposera sur une modélisation bioéconomique résultant du couplage entre le modèle de dynamique forestière précédemment exposé (Claeys *et al.* soumis) et un modèle économique et industriel du fonctionnement d'une concession forestière.

Pour différents scénarios de changement climatique, la structure, la dynamique et la composition d'un peuplement forestier exploité sont projetées jusqu'à la fin du siècle ainsi que les performances économiques de l'exploitant. Ces projections permettent d'estimer les impacts du changement climatique sur les dimensions environnementales et économiques de l'exploitation forestière. Les projections sont effectuées pour différents types d'exploitation forestière, permettant de couvrir l'hétérogénéité des concessions forestières.

## IV.2 Matériel et méthodes

### IV.2.1 Dynamique forestière sous climat variable

Pour la dynamique forestière sous climat variable, nous avons repris le mélange de modèles matriciels non-homogènes (MIMM, *mixture of inhomogeneous matrix models*) développé dans le chapitre précédent (Claeys *et al.* soumis), ainsi que les calibrations des 10 versions correspondant aux différents GCM utilisés pour le site de M'Baïki.

#### IV.2.1.1 Modélisation

Les MIMM sont une méthodologie développée par Mortier *et al.* (2015), permettant simultanément de regrouper les espèces d'arbres sur la base de leurs processus dynamiques (recrutement, croissance et mortalité) et de sélectionner les variables environnementales explicatives à l'échelle des groupes. Dans notre cas, les variables environnementales sont des variables climatiques et des variables de structure du peuplement forestier. Tout comme dans le chapitre précédent, chaque version de données climatiques étant spécifique à un GCM, il y a une version du MIMM de M'Baïki spécifique à chaque GCM.

#### Dynamique forestière en l'absence d'exploitation

En reprenant les notations de Mortier *et al.* (2015), pour chaque version GCM-spécifique, pour chaque espèce  $s \in \llbracket 1, S \rrbracket$ , avec  $S$  le nombre total d'espèces, la structure diamétrique à un temps  $t$  est décrite par le vecteur  $\mathbf{N}_s(t) \in \mathcal{M}_{D,1}(\mathbb{R}^+)$ , contenant les nombres d'arbres à l'hectare de l'espèce  $s$  à un temps  $t$  pour chaque classe de diamètre  $d \in \llbracket 1, D \rrbracket$ , avec  $D$  le nombre de classes de diamètre :  $\mathbf{N}_s(t) = (n_{s,d}(t))$ .

En l'absence d'exploitation, le changement de l'effectif et de la structure diamétrique de l'espèce  $s$  entre le pas de temps  $t$  et  $t + 1$  est décrite par l'équation matricielle :

$$\mathbf{N}_s(t + 1) = \mathbf{A}_{g_s}(t) \cdot \mathbf{N}_s(t) + r_s \cdot \mathbf{R}_{g_s}(t) \quad (\text{IV.1})$$

où  $\mathbf{A}_{g_s}(t) \in \mathcal{M}_{D,D}([0,1])$  est la matrice de transition d’Usher (1966; 1969) du groupe d’espèces  $g_s$  spécifique à la version climatique  $c$ , auquel appartient l’espèce  $s$ , au temps  $t$  :

$$\mathbf{A}_{g_s}(t) = \begin{pmatrix} p_{g_s,1}(t) & 0 & \dots & 0 \\ q_{g_s,2}(t) & p_{g_s,2}(t) & & 0 \\ & \ddots & \ddots & \\ 0 & \dots & q_{g_s,D}(t) & p_{g_s,D}(t) \end{pmatrix} \quad (\text{IV.2})$$

$r_s \in [0,1]$  est la proportion d’arbres recrutés au niveau du groupe  $g_s$  affectés à l’espèce  $s$  et  $\mathbf{R}_{g_s}(t) \in \mathcal{M}_{D,1}(\mathbb{R}^+)$  est le vecteur de recrutement du groupe  $g_s$  au temps  $t$  :

$$\mathbf{R}_{g_s}(t) = \begin{pmatrix} v_{g_s}(t) \\ 0 \\ \vdots \\ 0 \end{pmatrix} \quad (\text{IV.3})$$

avec  $v_{g_s}(t)$  le taux de recrutement du groupe  $g_s$  au temps  $t$ .

Les paramètres de transition de  $\mathbf{A}_{g_s}(t)$  sont la probabilité  $p_{g_s,d}(t)$  qu’un arbre de la classe de diamètre  $d$  au temps  $t$  reste en vie et demeure dans la même classe de diamètre au temps  $t + 1$  et la probabilité  $q_{g_s,d}(t)$  qu’un arbre de la classe de diamètre  $d$  au temps  $t$  reste en vie et passe dans la classe de diamètre suivante  $d + 1$  au temps  $t + 1$ . Ces probabilités peuvent s’exprimer en fonction de la croissance et de la mortalité de la manière suivante :

$$\begin{aligned} q_{g_s,d+1}(t) &= \frac{\tau}{\delta_d} \cdot \gamma_{g_s,d}(t) \cdot (1 - \mu_{g_s,d}(t)) \\ p_{g_s,d}(t) &= 1 - \mu_{g_s,d}(t) - q_{g_s,d+1}(t) \end{aligned} \quad (\text{IV.4})$$

avec  $\tau$  le pas de temps du modèle matriciel,  $\delta_d$  la largeur de la classe diamétrique  $d$ ,  $\gamma_{g_s,d}(t)$  et  $\mu_{g_s,d}(t)$  respectivement les taux de croissance diamétrique et de mortalité des arbres de la classe  $d$  au temps  $t$ . La manière de déterminer la composition des groupes d’espèce et de prédire les taux de croissance, de mortalité et de recrutement à partir des données d’inventaire de M’Baïki est expliquée en détail dans Mortier *et al.* (2015).

### Dynamique forestière avec exploitation

Chaque année, seule une AAC est ouverte à l’exploitation forestière. La simulation des changements du peuplement forestier au cours du temps implique donc d’utiliser une résolution à l’échelle des AAC, dont le nombre total est égal à la durée de rotation  $\aleph \in \mathbb{N}^*$ . Dans notre cas, nous supposons une composition initiale strictement identique à l’échelle de la concession, tout en effectuant un suivi dis-

inct pour chaque AAC afin de prendre en compte à la fois la temporalité de l'exploitation forestière et la temporalité du changement climatique pour les simulations sous deux Trajectoires représentatives d'émission (RCP, *Representative Concentration Pathways*), les RCP 4.5 et 8.5.

En numérotant les AAC par l'indice  $a \in \llbracket 1, \aleph \rrbracket$ , l'équation IV.1 doit donc être remplacée par l'équation suivante :

$$\begin{aligned} \mathbf{N}_s^a(t+1) &= \begin{cases} (1 - \zeta(t)) \cdot \mathbf{L}_s(t) \cdot (\mathbf{A}_{g_s}(t) \cdot \mathbf{N}_s^a(t) + r_s \cdot \mathbf{R}_{g_s}(t)) & \text{si } t \cdot \tau \equiv a \pmod{\aleph} \\ \mathbf{A}_{g_s}(t) \cdot \mathbf{N}_s^a(t) + r_s \cdot \mathbf{R}_{g_s}(t) & \text{si } t \cdot \tau \not\equiv a \pmod{\aleph} \end{cases} \\ &= \begin{cases} \mathbf{N}_s^{\star a}(t+1) \cdot \mathbf{L}_s^a(t) \cdot (1 - \zeta^a(t)) & \text{si } t \cdot \tau \equiv a \pmod{\aleph} \\ \mathbf{N}_s^{\star a}(t+1) & \text{si } t \cdot \tau \not\equiv a \pmod{\aleph} \end{cases} \end{aligned} \quad (\text{IV.5})$$

avec comme convention d'écriture,  $\mathbf{N}_s^{\star a}(t+1) = \mathbf{A}_{g_s}(t) \cdot \mathbf{N}_s^a(t) + r_s \cdot \mathbf{R}_{g_s}(t)$  la structure diamétrique juste avant exploitation forestière,  $\mathbf{L}_s^a(t) = \text{Diag}(1 - l_{s,d}^a(t)) \in \mathcal{M}_{D,D}([0,1])$  est la matrice de prélèvement construite à partir des taux de prélèvement  $l_{s,d}^a$  spécifiques à chaque espèce et à chaque classe de diamètre et  $\zeta(t) \in [0,1]$  est le taux de dégâts causé par l'exploitation au peuplement de l'AAC au temps  $t$ . Nous avons repris l'équation pantropicale des dégâts forestiers donnée par Picard *et al.* (2012) :

$$\zeta^a(t) = 1 - (1 + 0,09135 \cdot L^a(t))^{-0,70461} \quad (\text{IV.6})$$

où  $L^a(t) \in \mathbb{R}^+$  est l'intensité de coupe sur l'AAC  $a$  au temps  $t$  :

$$L^a(t) = \sum_{s \in \mathcal{S}} \sum_d l_{s,d}^a(t) \cdot n_{s,d}^{\star a}(t) \quad (\text{IV.7})$$

avec  $\mathcal{S}$  l'ensemble des espèces exploitées et  $n_{s,d}^{\star a}(t)$  les effectifs pour chaque classe de diamètre et pour chaque espèce exploitée.

Les taux de prélèvement par espèce et par classe de diamètre  $l_{s,d}^a(t)$  sont déterminés par le modèle d'exploitation forestière sous aménagement, décrit ci-après, section IV.2.2, page 145.

#### IV.2.1.2 Données

##### Données d'inventaire forestier

Le modèle de dynamique forestière utilisé a été construit à partir des données du dispositif forestier de M'Baïki (3°54'N, 17°56'E), un ensemble de 40 ha de parcelles permanentes situées en République Centrafricaine (RCA) dans les forêts de la province de la Lobaye, à 100 km au sud-ouest de Bangui (Bedel *et al.* 1998, et Figure III.A.1 page 115). Ce dispositif, mis en place dans les années 1980 par le Centre technique forestier tropical (CTFT), a largement servi à concevoir le modèle de l'aménagement-



concession en Afrique centrale, en définissant les règles d'exploitation, notamment les DME et la durée de rotation, et a notamment été utilisé dans le projet d'aménagement pilote intégré (API) de Dimako (Durrieu De Madron *et al.* 1998). Des inventaires annuels sont menés depuis 1982 et permettent de suivre l'accroissement en diamètre, la mortalité et le recrutement de tous les arbres de plus de 10 cm de diamètre à hauteur de poitrine (DHP).

Le dispositif de M'Baïki est unique en Afrique centrale par son ancienneté, sa superficie, son effort d'échantillonnage et les interventions sylvicoles (exploitation sélective et éclaircie) réalisées (Ouédraogo 2011) et sert désormais de modèle pour l'installation de dispositif forestiers permanents en forêt de production (Picard et Gourlet-Fleury 2008).

Des descriptions plus complètes du site expérimental sont présentées par Ouédraogo (2011) et Gourlet-Fleury *et al.* (2013). De nombreux travaux de modélisation se sont appuyés sur le dispositif de M'Baïki, notamment pour des modèles matriciels de dynamique forestière (Lahoreau *et al.* 2002, Ouédraogo 2011, Picard 2007, Picard et Liang 2014).

#### **Synthèse sur les modèles matriciels déjà utilisés à M'Baïki**

**Données climatiques** Les données climatiques sont des projections régionales sur la période 1992-2100 menées sur le domaine de l'Expérience de réduction d'échelle climatique régionale (CORDEX, *Coordinated Regional Climate Downscaling Experiment*)-Afrique, à une résolution d' $\approx 50$  km ( $0.44^\circ \times 0.44^\circ$ ). L'initiative CORDEX est un cadre de travail standardisé où des descentes d'échelles de projections climatiques issues de GCM sont effectuées au moyen de modèles de circulation régionale (RCM, *regional circulation models*) à des échelles continentales (Giorgi *et al.* 2009, Jones *et al.* 2011). Le RCM ici utilisé est le Modèle atmosphérique régional du centre Rossby (RCA, *Rossby Centre regional atmospheric model*), développé par l'Institut suédois de météorologie et d'hydrologie (SMHI, *Sveriges meteorologiska och hydrologiska institu*) (Samuelsson *et al.* 2011).

Tout comme dans le chapitre précédent, les données climatiques proviennent de 10 GCM différents (Table III.A.1 page 116) et pour chacun d'entre eux, trois scénarios climatiques sont utilisés : un scénario de référence correspondant à une projection d'un climat constant sur 2006-2099 correspondant au climat historique moyen projeté entre 1992 et 2005, et deux scénarios de changement climatique correspondant à deux RCP, le RCP 4.5 et le RCP 8.5 (Moss *et al.* 2010).

## **IV.2.2 Exploitation forestière sous aménagement**

### **IV.2.2.1 Modélisation**

Le modèle économique d'exploitation forestière sous aménagement fonctionne sur deux pas de temps très différents. À chaque début de rotation, un nouveau plan d'aménagement est édité, précisant les

choix de l'exploitant en termes d'intensité de coupe et de dimensionnement industriel. Ces choix intègrent les obligations de reconstitution des volumes et les obligations de première transformation et resteront inchangés pour toute la durée de rotation. Le deuxième pas de temps est annuel : chaque année, les choix d'exploitation sont effectués compte-tenu du plan d'aménagement et du dimensionnement industriel, considérés comme des contraintes fixes. Les deux horizons de temps correspondent à deux rentabilités différentes : à chaque rotation, l'exploitant vise à maximiser la rentabilité économique de ses investissements ; à l'échelle de l'année, il vise à maximiser le revenu d'exploitation dans une optique de rentabilité commerciale.

L'articulation entre le modèle de dynamique forestière et le modèle d'exploitation forestière s'effectue selon des temporalités très précises. L'exploitation est étudiée sur la base d'un pas de temps annuel, issu du pas de temps matriciel  $\tau^{-1}$ . L'aménagement, lui, est étudié à l'échelle de la rotation  $\phi \in \llbracket 1, \Phi \rrbracket$ , où  $\Phi$  est le nombre total de rotations simulées. La durée de rotation est une variable externe au modèle et est fixée à  $\aleph$  années. Nous désignons par  $t_\phi$  le temps où la rotation  $\phi$  commence, avec  $t_\phi = (\phi - 1) \cdot \aleph \cdot \tau^{-1}$ .

### Règles d'exploitation des espèces

La période de rotation étant fixée, les objectifs de reconstitution vont être traduits par un DMA propre à chaque espèce commerciale. Dans notre modèle, à partir de la structure diamétrique observée en début de rotation sur la première AAC, le DMA est déterminé d'une part, sur la base des valeurs moyennes de croissance, de mortalité et de recrutement observées lors de la rotation précédente ou, lors de la première rotation, sur les observations historiques moyennes en forêt non exploitée. Le taux minimum de reconstitution  $X_{s,\min}(\phi)$  est fixé à 50 % lorsqu'une espèce n'a jamais été exploitée, ce qui est conforme aux dispositions de la majorité des réglementations des États de la région, et il est fixé à 100 % pour toutes les espèces ayant déjà été exploitées au moins une fois. Ce n'est pas forcément représentatif des pratiques actuelles, mais correspond à un principe de l'aménagement durable une fois pris en compte le bonus de forêt primaire.

Pour qu'une espèce puisse être exploitée, son DMA doit être compris entre le DME, fixé par les codes forestiers, et le diamètre maximum d'exploitabilité, fixé par l'entreprise pour écarter les très gros bois soit qu'elle ne dispose pas du matériel nécessaire pour les manutentionner, soit qu'elle s'est dotée d'une politique environnementale de protection des arbres monumentaux. L'espèce doit également présenter une abondance suffisante. Si une espèce est trop peu présente, l'exploitant ne peut pas disposer du volume minimum nécessaire pour répondre à quelque contrat que ce soit.

Pour déterminer le DMA, le modèle balaie l'ensemble des diamètres minimums possibles entre le DME et le diamètre maximum d'exploitabilité. La relation liant le taux de reconstitution au potentiel diamètre minimum est obtenue pour chaque espèce par simulation en utilisant une variante simplifiée du modèle de dynamique forestière, dans laquelle les variables explicatives climatiques sont stationnaires

dans le temps et correspondent aux valeurs moyennes observées au cours de la rotation précédente, ou à la période historique, pour la première rotation. Le DMA est le plus petit diamètre minimum de coupe permettant d'assurer l'objectif de reconstitution. Une fois que les DMA ont été déterminés, leur confrontation aux structures diamétriques observées sur la première AAC permet de déterminer le nombre d'arbres potentiellement commerciaux de chaque espèce, et ainsi de déterminer une limite maximale d'intensité de coupe.

Voici maintenant une traduction mathématique de ces considérations. En notant  $\mathbf{V}_s = \text{Diag}(v_{s,d}) \in \mathcal{M}_{D,D}$ , le volume commercial potentiel total compris entre le diamètre minimum testé et le diamètre maximum d'exploitabilité, pour une espèce  $s$  exploitée lors de la rotation  $\phi$  au temps  $t$ , est égal à :

$$\forall t \in [t_\phi ; t_{\phi+1} - 1] \quad V_{s,d_{\min,s}(\phi)}(t) = \mathbf{I}'_{d_{\min,s}(\phi), D_{\max}} \cdot \mathbf{V}_s \cdot \tilde{\mathbf{N}}_s^*(t) = \sum_{d=d_{\min}}^{D_{\max}} v_{s,d} \cdot \tilde{n}_{s,d}^*(t) \quad (\text{IV.8})$$

où  $d_{\min,s}(\phi) \in \mathbb{N}$  est le diamètre minimum testé pour l'espèce  $s$  et la rotation  $\phi$ ,  $D_{\max} \in \mathbb{N}$  est un diamètre maximum valable pour toutes les espèces, et toutes les rotations,  $\mathbf{I}_{d_{\min,s}(\phi), D_{\max}} \in \mathcal{M}_{D,1}(\{0,1\})$  est un vecteur d'élément générique ( $i_d$ ) valant 1 pour  $d \in [d_{\min,s}(\phi), D_{\max}]$  et 0 sinon, et  $\tilde{\mathbf{N}}_s^*(t)$  la structure diamétrique estimée par l'exploitant au temps  $t$ , juste avant exploitation.

La durée de rotation  $\aleph$  étant fixée, le taux de reconstitution de l'espèce  $s$  pour la rotation  $\phi$  est une grandeur dépendant du  $d_{\min,s}(\phi)$ , soit :

$$X_{s,d_{\min,s}(\phi)}(\phi) = \frac{V_{s,d_{\min,s}(\phi)}(t_{\phi+1})}{V_{s,d_{\min,s}(\phi)}(t_\phi)} = \frac{\mathbf{I}'_{d_{\min,s}(\phi)} \cdot \mathbf{V}_s \cdot \tilde{\mathbf{N}}_{s,d_{\min,s}(\phi)}(t_{\phi+1})}{\mathbf{I}'_{d_{\min,s}(\phi)} \cdot \mathbf{V}_s \cdot \tilde{\mathbf{N}}_s^*(t_\phi)} \quad (\text{IV.9})$$

où  $\tilde{\mathbf{N}}_s(t + \aleph, d_{\min,s}(\phi))$  est l'estimation de la structure diamétrique de l'espèce  $s$ , après une reconstitution d'une durée égale à la durée de rotation ( $\aleph$ ). Cette estimation est obtenue par la relation de récurrence suivante :

$$\tilde{\mathbf{N}}_{s,d_{\min,s}(\phi)}(t+k) = \begin{cases} \left( (1 - \tilde{\zeta}_{d_{\min,s}(\phi)}(t)) \cdot \mathbf{I}'_{d_{\min,s}(\phi)} \cdot (\tilde{\mathbf{A}}_{g_s}(t) \cdot \mathbf{N}_s(t) + r_s \cdot \tilde{\mathbf{R}}_{g_s}(t)) \right) & \text{si } k = 1 \\ \tilde{\mathbf{A}}_{g_s}(t+k-1) \cdot \tilde{\mathbf{N}}_{s,d_{\min,s}(\phi)}(t+k-1) + r_s \cdot \tilde{\mathbf{R}}_{g_s}(t+k-1) & \text{si } k \in \llbracket 2, \aleph \cdot \tau^{-1} \rrbracket \end{cases} \quad (\text{IV.10})$$

avec  $\tilde{\mathbf{A}}_{g_s}$  et  $\tilde{\mathbf{R}}_{g_s}$  les matrices de transition et vecteur de recrutement du modèle matriciel simplifié, construit avec, pour les variables climatiques, des valeurs moyennes historiques si  $\phi = 1$  ou issues de la rotation précédente si  $\phi \geq 2$ ; et  $\tilde{\zeta}_{d_{\min,s}(\phi)}(t)$  est le taux de dégâts, déterminé en considérant que tous les arbres de l'ensemble des espèces potentiellement commerciales  $\mathcal{S}^{\text{pot}}$  et dont le DHP est supérieur à

$d_{\min,s}(\phi)$  sont récoltés :

$$\tilde{\zeta}_{d_{\min,s}(\phi)}(t) = 1 - \left( 1 + 0,09135 \cdot \sum_{s \in \mathcal{S}^{\text{Pot}}} \sum_{d=d_{\min,s}(\phi)}^{D_{\max}} \tilde{n}_{s,d}(t) \right)^{-0,70461} \quad (\text{IV.11})$$

Pour qu'une espèce puisse être exploitée, il faut qu'une valeur de  $d_{\min,s}(\phi)$  puisse assurer l'objectif de reconstitution, et se situe dans l'intervalle existant entre le DME et le diamètre maximum d'exploitabilité. Si toutes ces conditions peuvent être remplies, l'espèce peut être exploitée et son DMA est égal à la valeur minimale de  $d_{\min,s}(\phi)$  remplissant ces conditions.

$$\text{DMA}_s(\phi) = \min \{ d_{\min,s}(\phi) \mid X_{s,d_{\min,s}(\phi)}(\phi) \geq X_{s,\min(\phi)} \} \quad (\text{IV.12})$$

Pour être exploitée, il faut également que l'espèce soit suffisamment abondante dans la gamme de diamètre comprise entre le DMA et le diamètre maximal d'exploitabilité, ce qui se traduit par la condition suivante :

$$\sum_{d=d_{\min,s}(\phi)}^{D_{\max}} n_{s,d}^1(t_\phi) \geq N_{\min} \quad (\text{IV.13})$$

Cette condition se justifie par la nécessité pour un exploitant de disposer d'un stock suffisant pour couvrir la commande d'au moins un lot. Le volume de production maximum correspond à la somme des volumes commerciaux des espèces exploitées :

$$V_{\max}(\phi) = \sum_{s \in \mathcal{S}(\phi)} \sum_{d=\text{DMA}_s(\phi)}^{D_{\max}} v_{s,d} \cdot n_{s,d}^1(t_\phi) \quad (\text{IV.14})$$

Les taux de reconstitution utilisés pour calculer les DMA s'appuient sur un modèle de dynamique forestière simplifié, où l'influence des variables climatiques n'est pas pris en compte. Nous supposons que l'exploitant n'a pas les moyens d'anticiper les effets du changement climatique, mais qu'il peut suivre l'évolution de la dynamique forestière des peuplements après son passage, et ainsi réactualiser, à chaque rotation, de nouvelles valeurs de croissance, de mortalité et de recrutement sur la base des observations qu'il aura compilées tout au long de la rotation précédente.

Plus précisément, nous ferons l'hypothèse qu'à l'entrée en concession, au début de la première rotation, l'exploitant forestier ne connaît de la dynamique des espèces commerciales que les caractéristiques moyennes observées historiquement en forêt non exploitée. Au moment où il commence ses activités, il met en place sur la première AAC un système de suivi permanent de la dynamique forestière. Ces hypothèses sont assez proches de la réalité, le dispositif de M'Baïki ayant alimenté un grand nombre de plans d'aménagement dans la région, et les concessionnaires forestiers ayant de plus en plus tendance

à investir dans des programmes de recherche forestière. La détermination du plan d'aménagement et du dimensionnement industriel ne s'appuie que sur les informations provenant de cette première AAC. Autrement dit, le dispositif de suivi mis en place au début de l'exploitation, initialement parfaitement représentatif de la composition forestière de toute la concession, restera considéré comme représentatif des autres AAC. C'est cohérent avec le fait que du point de vue de l'exploitant, la dynamique forestière n'est pas sujette à des variations liées au climat de sorte que toutes les AAC ont le même historique que la première AAC.

### **Choix de dimensionnement industriel sous contrainte d'aménagement**

Le choix du dimensionnement industriel à chaque début de rotation s'effectue de manière à maximiser la rentabilité de l'outil industriel tout en prenant en compte les objectifs de reconstitution établis dans l'aménagement et la contrainte d'un taux minimal de première transformation imposée au concessionnaire. Pour cette dernière, l'approche adoptée est simplificatrice : la transformation obligatoire n'est en réalité pas forcément attachée à l'entreprise mais peut s'effectuer au niveau national par le commerce entre entreprises.

Le dimensionnement de l'outil industriel est déterminé à chaque début de rotation de manière à maximiser la rentabilité économique des investissements effectués. La variable sur laquelle l'exploitant va faire reposer son arbitrage, ou variable de choix, est l'intensité de coupe, positive et ne pouvant dépasser l'intensité de coupe maximale déterminée lors de l'aménagement, à l'étape précédente. Cette intensité de coupe maximale correspond au nombre total d'arbres commerciaux, c'est-à-dire appartenant à une espèce exploitée et dont le diamètre est compris entre le DMA de l'espèce concernée et le diamètre maximum d'exploitabilité.

Dans notre cadre de simulation, cette intensité est la seule variable de choix. Nous faisons en effet l'hypothèse que l'exploitant est preneur de prix, c'est-à-dire qu'il prend les prix tels qu'ils apparaissent sur le marché international. De la sorte, à un volume de production donné ne correspond qu'un seul profil-type optimal de récolte et de transformation. Là-aussi, cette approche est simplificatrice : les entreprises disposent en réalité de marges de manœuvre sur les prix de vente en jouant sur l'optimisation des contrats, notamment dans les dimensionnements fixes ou variables, sur le choix des débouchés et sur l'innovation industrielle.

À un objectif donné d'intensité de coupe, correspond un volume de production et un dimensionnement donné de l'outil industriel. Plus précisément, en connaissant la capacité d'une équipe de production et d'une unité de transformation, le dimensionnement est effectué en ajustant le nombre d'équipes de production et d'unités de transformation. En explorant l'ensemble des objectifs possibles d'intensité de coupe, entre les deux extrêmes d'un arrêt de l'exploitation (intensité nulle) à une exploitation exhaustive des arbres commerciaux (intensité de coupe maximale), l'exploitant détermine la fonction reliant

la rentabilité économique à l'intensité de coupe. Les équipes de production et les unités de transformation ne peuvent être subdivisées de sorte que, passé une certaine intensité de coupe, l'exploitant doit former de nouvelles équipes de production et/ou de nouvelles unités de transformation, entraînant en conséquence une augmentation des coûts fixes.

Pour un objectif d'intensité de coupe  $\mathfrak{L} \in [0, \mathfrak{L}_{\max}(\phi)]$ , le volume de production est noté  $\mathfrak{V} \in [0, \mathfrak{V}_{\max}(\phi)]$  et le nombre d'équipes de production est égal à :

$$\mathfrak{N}^{\text{gru}}(\mathfrak{V}) := \min \{ \mathfrak{N}^{\text{gru}} \mid \mathfrak{N}^{\text{gru}} \cdot \kappa^{\text{gru}} \geq \mathfrak{V} \} \quad (\text{IV.15})$$

avec  $\kappa^{\text{gru}}$  la capacité d'une équipe de production. Par simplification, nous considérerons que les équipes de production sont liées à la production de grumes (d'où les notations avec  $^{\text{gru}}$ ) tandis que les unités de transformation sont liées à la production de sciages (d'où les notations avec  $^{\text{sci}}$ ).

Le nombre d'unités de production  $\mathfrak{N}^{\text{sci}}(\mathfrak{V}) \in \mathbb{N}^*$  est égal à :

$$\mathfrak{N}^{\text{sci}}(\mathfrak{V}) := \min \{ \mathfrak{N}^{\text{sci}} \mid \mathfrak{N}^{\text{sci}} \cdot \kappa^{\text{sci}} \geq \Xi_{\min} \cdot \mathfrak{V} \} \quad (\text{IV.16})$$

avec  $\kappa^{\text{sci}}$  la capacité d'une unité de transformation.

Lors de son aménagement, le programme de l'exploitant est de maximiser la rentabilité économique de ses investissements avec, comme variable de choix, l'objectif de volume de production :

$$\begin{aligned} \max_{\mathfrak{L}} \frac{\text{CA}(t_{\phi}) - \text{C}(t_{\phi})}{\text{C}(t_{\phi})} \quad \text{s.c.} \quad & \frac{\eta^{-1} \cdot \text{V}^{\text{sci}}(t_{\phi})}{\text{V}^{\text{gru}}(t_{\phi})} \geq \Xi_{\min} \\ & \text{CA}(t_{\phi}) - \text{C}(t_{\phi}) > 0 \end{aligned} \quad (\text{IV.17})$$

Si, à partir des informations issues de la première AAC, aucune intensité de coupe ne permet d'assurer une exploitation rentable à l'échelle de la rotation, ou autrement dit, si les coûts de production excèdent le chiffre d'affaires, alors l'exploitant se retire et la concession est considérée comme inexploitée pendant une rotation.

Le calcul du revenu d'exploitation correspondant à une intensité de coupe donnée repose sur les choix que l'exploitant fait quant aux taux de récolte et aux taux de transformation pour chaque espèce et pour chaque classe de diamètre.

### Choix annuels d'exploitation sous contrainte d'aménagement et de dimensionnement industriel

Chaque année, l'exploitant maximise son revenu d'exploitation en déterminant les taux de prélèvement et les taux de transformation pour chaque catégorie d'arbre commercial (espèce et diamètre). Ces

choix annuels sont encadrés par un ensemble de contraintes résultant de la composition du peuplement, des choix d'aménagement et de dimensionnement industriel que l'exploitant a effectués en début de rotation et de l'obligation légale d'un taux minimal de transformation.

Le revenu d'exploitation correspond à la différence entre le chiffre d'affaires, provenant de la vente de grumes et de sciages, et les coûts de production. Ces derniers comprennent les coûts des différentes opérations allant de l'abattage à l'export, ainsi que le coût annuel d'amortissement des outils industriels mis en place. La structure de coûts considérée distingue les coûts variables dépendant des volumes de grumes et de sciages produits ; et les autres coûts, considérés comme fixes dans le calcul du revenu d'exploitation, mais dépendants en réalité de la surface de la concession et de la distance au port.

L'optimisation du profil de récolte et de transformation, soit le choix des taux de prélèvement et de transformation permettant de maximiser le revenu d'exploitation, repose sur un classement des arbres commerciaux, en fonction de leurs valeurs commerciales sous forme de grumes et sous forme de sciages. Ces valeurs commerciales sont déterminées en intégrant différentes informations propres à l'arbre (volume commercial, prix spécifique, coût spécifique) et une proportion des coûts généraux d'exploitation. Les prix et les coûts spécifiques sont considérés comme constants au cours du temps, de sorte que la valeur commerciale d'un arbre évolue au cours du temps en fonction du volume et des coûts généraux d'exploitation. L'exploitant choisit en priorité les arbres et les usages les plus rémunérateurs en prenant en compte les différentes contraintes d'exploitation.

Le volume de bois équivalent grume d'un arbre de l'espèce  $s$  appartenant à la classe diamétrique  $d$  est noté  $v_{s,d}$  et est déterminé à partir du diamètre par une équations allométrique. Le volume total de production équivalent grume s'obtient en sommant le volume des arbres abattus :

$$V^o(t) = \sum_{s \in S} \sum_d v_{s,d} \cdot l_{s,d}^{a_t}(t) \cdot n_{s,d}^{\star a_t}(t) \quad (\text{IV.18})$$

avec  $a_t$  l'AAC exploitée au temps  $t$ .

Une partie de cette production est transformée en sciages :

$$V^{\text{sci}}(t) = \sum_{s \in S} \sum_d \eta_s \cdot \xi_{s,d}(t) \cdot v_{s,d} \cdot l_{s,d}^{a_t}(t) \cdot n_{s,d}^{\star a_t}(t) \quad (\text{IV.19})$$

avec  $\eta_s$  le taux de rendement-matière de l'outil de transformation pour l'espèce  $s$  (le pourcentage du volume de grume effectivement transformé en sciage, le reste étant considéré comme perdu) et  $\xi_{s,d}$  la proportion de tiges d'espèce  $s$  et de diamètre  $d$  destinée au sciage.

Le volume de grumes destiné à l'export s'écrit :

$$V^{\text{gru}}(t) = \sum_{s \in S} \sum_d (1 - \xi_{s,d}(t)) \cdot v_{s,d} \cdot l_{s,d}^{a_t}(t) \cdot n_{s,d}^{\star a_t}(t) \quad (\text{IV.20})$$

Avec son volume, à chaque arbre est associée une valeur commerciale sous forme de grume et une valeur commerciale sous forme de sciage. En notant  $\pi_s^{\text{gru}}$  le prix unitaire Franco de port (Fob, *free on board*) des grumes (en m<sup>3</sup> grumes) de l'espèce  $s$ , la valeur brute d'un arbre sous forme de grumes est égale à :

$$\lambda_{s,d}^{\text{gru}} = \pi_s^{\text{gru}} \cdot v_{s,d} \quad (\text{IV.21})$$

En notant  $\pi_s^{\text{sci}}$  le prix unitaire Fob des sciages (en m<sup>3</sup> sciages) de l'espèce  $s$ , la valeur brute d'un arbre sous forme de sciage dépend du rendement de transformation  $\eta$  et est égale à :

$$\lambda_{s,d}^{\text{sci}} = \eta_s \cdot \pi_s^{\text{sci}} \cdot v_{s,d} \quad (\text{IV.22})$$

Le chiffre d'affaires est le produit de la vente des grumes et des sciages, et est égal à :

$$\text{CA}(t) = \sum_{s \in \mathcal{S}} \sum_d \left( \xi_{s,d}(t) \cdot \lambda_{s,d}^{\text{sci}} + (1 - \xi_{s,d}(t)) \cdot \lambda_{s,d}^{\text{gru}} \right) \cdot l_{s,d}^a(t) \cdot n_{s,d}^{\star}(t) \quad (\text{IV.23})$$

Chaque année, dans la limite des capacités de production choisies lors de l'aménagement, et tout en respectant un taux minimal de transformation  $\Xi_{\min}$ , le programme de l'exploitant est de maximiser son revenu d'exploitation :

$$\begin{aligned} \max_{\bigcup_{s \in \mathcal{S}} \bigcup_d \{l_{s,d}, \xi_{s,d}\}} \text{CA}(t) - \text{C}(t) \quad \text{s.c.} \quad & \frac{\eta^{-1} \cdot \text{V}^{\text{sci}}(t)}{\text{V}^{\text{gru}}(t)} \geq \Xi_{\min} \\ & \sum_{s \in \mathcal{S}} \sum_d l_{s,d} \cdot n_{s,d}^{\star}(t) \leq \mathfrak{L}(\phi) \end{aligned} \quad (\text{IV.24})$$

Dans ce programme, les variables de choix sont les taux de prélèvement  $l_{s,d}$  et les taux de transformation  $\xi_{s,d}$  spécifiques à chaque espèce et à chaque classe de diamètre. Le programme pour déterminer ces variables peut se simplifier en utilisant les valeurs nettes des arbres :

$$\begin{aligned} \max_{\bigcup_{s \in \mathcal{S}} \bigcup_d \{l_{s,d}, \xi_{s,d}\}} \sum_{s \in \mathcal{S}} \sum_d \left( \xi_{s,d}(t) \cdot \lambda_{s,d}'^{\text{sci}} + (1 - \xi_{s,d}(t)) \cdot \lambda_{s,d}'^{\text{gru}} \right) \cdot l_{s,d}(t) \cdot n_{s,d}^{\star}(t) \\ \text{s.c.} \quad & \frac{\sum_{s \in \mathcal{S}} \sum_d \eta_s^{-1} \cdot \xi_{s,d} \cdot v_{s,d}(t) \cdot l_{s,d}(t) \cdot n_{s,d}^{\star}(t)}{\sum_{s \in \mathcal{S}} \sum_d v_{s,d}(t) \cdot l_{s,d}(t) \cdot n_{s,d}^{\star}(t)} \geq \Xi_{\min} \\ & \sum_{s \in \mathcal{S}} \sum_d l_{s,d} \cdot n_{s,d}^{\star}(t) \leq \mathfrak{L}(\phi) \end{aligned} \quad (\text{IV.25})$$

avec  $\lambda_{s,d}'^{\text{gru}}$  et  $\lambda_{s,d}'^{\text{sci}}$  les valeurs nettes grumes et sciages des arbres :

$$\lambda_{s,d}'^{\text{gru}} = \left( \pi_s^{\text{gru}} - c_V^{\text{gru}} - c_{\text{gru}}^{\text{tra}} \cdot \mathcal{D} - c_{\text{gru}}^{\text{exp}} \right) \cdot v_{s,d} \quad (\text{IV.26})$$



$$\lambda_{s,d}^{\text{sci}} = \left( \eta_s \cdot \pi_s^{\text{sci}} - c_V^{\text{gru}} - \eta_s \cdot \left( c_V^{\text{sci}} + c_{\text{sci}}^{\text{tra}} \cdot \mathcal{D} + c_{\text{sci}}^{\text{exp}} \right) \right) \cdot v_{s,d} \quad (\text{IV.27})$$

Nous faisons l'hypothèse qu'une fois l'aménagement décidé, l'exploitant est dans l'obligation de couvrir les coûts d'installation de son outil industriel et peut donc être amené à poursuivre ses activités, même à perte. Ainsi, pendant une ou plusieurs années, le chiffre d'affaires peut être inférieur aux coûts de production. Autrement dit un exploitant ne fera jamais un aménagement qui n'est a priori pas durable. Mais si un aménagement est décidé et qu'il s'avère que la production n'est pas au niveau attendu, du fait d'un changement de la dynamique forestière induite par le changement climatique notamment, l'exploitant n'arrêtera pas pour autant ses activités : il est en effet dans l'obligation de couvrir les frais d'amortissement de son outil industriel, et préférera toujours perdre un peu en exploitant que de perdre beaucoup en n'exploitant pas.

### Coûts d'exploitation

Différents coûts sont pris en compte :

- les coûts d'ouverture ou de réouverture des routes  $C^{\text{rou}}(\phi)$  dépendent du coût unitaire d'ouverture ou de réouverture des routes  $c^{\text{rou}}(\phi)$ , de la surface de la concession et de la durée de rotation :

$$C^{\text{rou}}(\phi) = c^{\text{rou}}(\phi) \cdot \frac{\mathcal{S}}{\mathcal{N}} \quad (\text{IV.28})$$

- les coûts de production des grumes  $C^{\text{gru}}(\phi, t)$  dépendent de coûts fixes liés à la surface de la concession  $C_{\mathcal{S}}^{\text{gru}}$ , de coûts fixes  $C_{\mathcal{N}(\phi)}^{\text{gru}}$  liés à la capacité de production  $\mathcal{N}^{\text{gru}}(\phi)$  et de coûts variables  $C^{\text{gru}}(V^{\circ}(t))$  liés au volume total de production  $V^{\circ}(t)$  :

$$\begin{aligned} C^{\text{gru}}(\phi, t) &= C_{\mathcal{S}}^{\text{gru}} + C_{\mathcal{N}(\phi)}^{\text{gru}} + C_V^{\text{gru}}(V^{\circ}(t)) \\ &= c_{\mathcal{S}}^{\text{gru}} \cdot \frac{\mathcal{S}}{\mathcal{N}} + c_{\mathcal{N}}^{\text{gru}} \cdot \mathcal{N}^{\text{gru}}(\phi) + c_V^{\text{gru}} \cdot V^{\circ}(t) \end{aligned} \quad (\text{IV.29})$$

avec  $c_{\mathcal{S}}^{\text{gru}}$ ,  $c_{\mathcal{N}}^{\text{gru}}$  et  $c_V^{\text{gru}}$  les coûts unitaires correspondant aux coûts fixes de surface, aux coûts unitaires d'une équipe de production et aux coûts variables de production, respectivement.

- les coûts de transformation  $C^{\text{sci}}(\phi, t)$  dépendent de coûts fixes  $C_{\mathcal{N}(\phi)}^{\text{sci}}$  liés à la capacité de transformation  $\mathcal{N}^{\text{sci}}(\phi)$  et de coûts variables  $C^{\text{sci}}(V^{\text{sci}}(t))$  liés au volume de sciages  $V^{\text{sci}}(t)$  ;

$$\begin{aligned} C^{\text{sci}}(\phi, t) &= C_{\mathcal{N}(\phi)}^{\text{sci}} + C_V^{\text{sci}}(V^{\text{sci}}(t)) \\ &= c_{\mathcal{N}}^{\text{sci}} \cdot \mathcal{N}^{\text{sci}}(\phi) + c_V^{\text{sci}} \cdot V^{\text{sci}}(t) \end{aligned} \quad (\text{IV.30})$$

avec  $c_{\mathcal{D}}^{\text{sci}}$  et  $c_{\mathcal{U}}^{\text{sci}}$  les coûts unitaires correspondant respectivement aux coûts unitaires d'une équipe de transformation et aux coûts variables de transformation

- les coûts de transport  $C^{\text{tra}}(t)$  dépendent de la distance au port  $\mathcal{D}$  et des volumes de production de grumes et de sciages, et couvrent les frais de transport des grumes  $C_{\mathcal{D}}^{\text{tra}}(V^{\text{gru}}(t))$  et les frais de transport des sciages  $C_{\mathcal{D}}^{\text{tra}}(V^{\text{sci}}(t))$  :

$$\begin{aligned} C^{\text{tra}}(t) &= C_{\mathcal{D}}^{\text{gru}}(V^{\text{gru}}(t)) + C_{\mathcal{D}}^{\text{sci}}(V^{\text{sci}}(t)) \\ &= c_{\mathcal{D}}^{\text{gru}} \cdot \mathcal{D} \cdot V^{\text{gru}}(t) + c_{\mathcal{D}}^{\text{sci}} \cdot \mathcal{D} \cdot V^{\text{sci}}(t) \end{aligned} \quad (\text{IV.31})$$

avec  $c_{\mathcal{D}}^{\text{gru}}$  et  $c_{\mathcal{D}}^{\text{sci}}$  les coûts unitaires kilométriques de transport de grumes et de sciages, respectivement.

- les coûts d'exportation  $C^{\text{exp}}(t)$  distinguent les coûts d'exportation de grumes destinées à l'export  $C^{\text{exp}}(V^{\text{gru}}(t))$  et les coûts d'exportation de sciages  $C^{\text{exp}}(V^{\text{sci}}(t))$  :

$$\begin{aligned} C^{\text{exp}}(t) &= C_{\mathcal{E}}^{\text{gru}}(V^{\text{gru}}(t)) + C_{\mathcal{E}}^{\text{sci}}(V^{\text{sci}}(t)) \\ &= c_{\mathcal{E}}^{\text{gru}} \cdot V^{\text{gru}}(t) + c_{\mathcal{E}}^{\text{sci}} \cdot V^{\text{sci}}(t) \end{aligned} \quad (\text{IV.32})$$

avec  $c_{\mathcal{E}}^{\text{gru}}$  et  $c_{\mathcal{E}}^{\text{sci}}$  les coûts unitaires d'export de grumes et de sciages, respectivement.

Les coûts de production  $C(t)$  correspondent à la somme de ces différents coûts :

$$C(t) = C^{\text{rou}}(\phi) + C^{\text{gru}}(\phi, t) + C^{\text{sci}}(\phi, t) + C^{\text{tra}}(t) + C^{\text{exp}}(t) \quad (\text{IV.33})$$

La surface de la concession  $\mathcal{S}$  et la distance au port  $\mathcal{D}$  sont des paramètres externes au modèle. Les nombres d'équipes de production  $\Omega^{\text{gru}}$  et d'unités de transformation  $\Omega^{\text{sci}}$  sont en revanche déterminés par l'aménagement défini pour la rotation  $\phi$ , à partir d'un objectif de volume de production  $\mathcal{U}(\phi)$ .

#### IV.2.2.2 Données

Les données utilisées pour calibrer le modèle d'entreprise forestière proviennent de deux compagnies forestières : le groupe Pallisco-CIFM et le groupe Rougier.

Le groupe Rougier est un groupe français fondé en 1923, spécialisé dans la gestion des forêts naturelles, l'importation et la distribution en France et la gestion de forêts de plantations. Jusqu'en 2017, le groupe Rougier exploitait 2,3 Mha de concessions forestières, répartis dans 4 pays d'Afrique centrale : le Gabon (Rougier Gabon), le Cameroun (SFID), le Congo (Mokabi) et la RCA (Rougier Sangha Mbaéré, dont l'installation avait démarré en 2015). Le volume de production annuelle se chiffrait à 600 000 m<sup>3</sup> de grumes. 68 % des grumes étaient transformées sur place, grâce à 7 sites industriels (6 scieries et

1 usine de contreplaqués) totalisant une capacité de production de 133 000 m<sup>3</sup> de sciages (dont 7 000 de deuxième transformation) et de 27 000 m<sup>3</sup> de placages et de contreplaqués (Rougier 2017). Le chiffre d'affaires en 2016 s'élevait à environ 150 M€, dont 25 % proviennent de la commercialisation de grumes et 54 % de sciages (le reste provenant de la vente de panneaux de bois). L'Europe constituait le principal marché (49 %), suivi par l'Asie (29,8 %). Avec notamment la moitié de ses concessions certifiées à 100 % Fsc, et la volonté de poursuivre les efforts de certification, le groupe Rougier mettait en avant une politique RSE orientée vers la gestion forestière responsable, la maîtrise des impacts environnementaux, l'implication dans le développement local et la préservation de la faune, en partenariat notamment avec Wwf France. Après plusieurs baisses du chiffre d'affaires en 2016 et 2017, le groupe a déposé le bilan en mars 2018 pour recentrer ses activités sur le seul Gabon (AFP 2018, Karsenty 2018).

Le groupe Pallisco-CIFM est constitué de deux entreprises. L'entreprise Pallisco est une société d'exploitation forestière et de vente de grumes, créée au Cameroun en 1972 pour répondre aux besoins d'approvisionnement en menuiseries du groupe Pasquet en France. Le Centre Industriel et Forestier de Mindourou (CIFM) est une société de première et seconde transformation, créée en 1996, qui transforme exclusivement les bois issus des concessions gérées par Pallisco (Pallisco et CIFM 2016). Le groupe Pallisco-CIFM gère 7 Unités forestières d'aménagement (UFA), soit près de 400 000 ha au Cameroun pour un volume de production annuelle de 110 000 m<sup>3</sup> de grumes et 24 000 m<sup>3</sup> de débités. Les chiffres d'affaires en 2016 s'élevaient à environ 17 M€ pour Pallisco et 12,2 M€ pour CIFM. Pallisco fait figure d'entreprise pionnière dans l'aménagement et la certification. C'est en effet la première société à avoir créé, dès 2002, une cellule d'aménagement interne, avec l'appui technique de l'association belge Nature+. Les surfaces sont maintenant quasi-intégralement certifiées Fsc, soit la moitié des surfaces certifiées du Cameroun.

Les groupes Rougier et Pallisco-CIFM sont particulièrement investis dans la recherche forestière avec des partenariats fréquents avec le Centre de coopération internationale en recherche agronomique pour le développement (CIRAD) en France et l'Association Nature+ et le Laboratoire de Foresterie Tropicale de Gembloux Agro-Bio Tech, en Belgique. Ces deux groupes sont des partenaires du projet de recherche Dynamique des forêts d'Afrique centrale (DYNAFFOR), un réseau de dispositifs permanents pour le développement de modèles de dynamique forestière dans l'objectif d'améliorer la durabilité de la production de bois<sup>1</sup>.

Dans le cadre d'accords de collaboration de recherche signés avec le CIRAD, les groupes Rougier et Pallisco-CIFM ont fourni différents jeux de données sur les coûts et les productivités des différentes unités de sciage – 6 pour le groupe Rougier, 1 pour le groupe Pallisco-CIFM (tableau IV.1). La mise

---

1. <https://www.dynaffor.org/>

à disposition des données a porté sur la communication de documents et rapports internes, de plans d'aménagement et de réponses à des demandes précises. Les données de coûts récupérées auprès des entreprises partenaires sont très hétérogènes et comprennent des tableaux de coûts détaillés par poste de dépense, des tableaux d'amortissement, des mesures de productivité et d'autres éléments d'activités industrielles. Les seuls éléments à être précisés à un niveau spécifique, et qui peuvent donc changer d'une espèce à l'autre, sont relatifs aux coûts de transformation. Conformément aux clauses de ces accords, les données ont été agrégées et anonymisées afin de ne pouvoir retracer leur origine, et ce, à des fins de confidentialité.

Nom	Localisation	Pays	Lignes	Capacité m <sup>3</sup>	Distance km	Essences
<b>Groupe Pallisco-CIFM</b>						
Mindourou	Est	Cameroun	2	24 000	530	sapelli, ayous, sipo, etc.
<b>Groupe Rougier</b>						
Mbouma Oyali	Franceville	Gabon	1	20 000	700	okoumé
Mévang	Haut-Abanga	Gabon	2	20 000	300	okoumé, padouk, okan tali, movingui, iroko, acajou, etc.
Ivindo	Ogoué-Ivindo	Gabon	1	7 000	500	padouk, okan, tali, movingui, iroko, acajou, etc.
Mbang	Est	Cameroun	2	35 000	650	ayous, sapelli, fraké, etc.
Djoum	Sud	Cameroun	2	12 000	500	tali, padouk, movingui, sapelli, iroko, etc.
Moualé	Impfondo	Congo	2	33 000	1 200	sapelli, sipo, bossé

Table IV.1 – Caractéristiques générales des usines de sciages des groupes Pallisco-CIFM et Rougier.

## IV.2.3 Protocole de simulation et d'analyse

### IV.2.3.1 Traitement des données et calibration du modèle

#### Paramètres généraux du modèle

Comme dans le chapitre précédent, pour le modèle de dynamique forestière, nous avons utilisé  $D = 220$  classes de  $D_{HP}$ , allant de  $D_1 = 10$  à  $D_{220} = 229$  cm, avec une largeur constante égale  $\delta_d = 1$  cm. Le pas de temps est égal à  $\tau = 0.1$  an, de sorte qu'une année est égale à  $\tau^{-1} = 10$  pas de temps. Pour le modèle d'entreprise forestière, la durée de rotation est constante et est fixée à  $\aleph = 25$  ans. Nous avons pris 2 valeurs de superficie  $S$  (100 000 et 400 000 ha) et 2 valeurs de distance au port  $D$  (400 et 800 km). Ces valeurs ont été choisies de manière à avoir des cas d'étude contrastés tout en restant représentatives de la diversité des concessions en Afrique centrale. D'après Bayol *et al.* (2014), la superficie moyenne des concessions forestière en Afrique centrale est d'environ 250 000 ha. Cette valeur varie fortement d'un pays ou d'une région à l'autre, entre le Cameroun où les concessions forestières ont une

superficie moyenne de 64 000 ha et le Nord-Congo, où cette valeur est de 420 000 ha.

Pour les paramètres industriels externes au modèle, nous avons considéré que le taux minimum de transformation est fixé à  $\Xi_{\min} = 85 \%$ , le rendement-matière à  $\eta = 30 \%$  et la capacité annuelle de transformation à  $\kappa^{\text{sci}} = 15\,000 \text{ m}^3$  par unité de transformation. Par simplification, la capacité annuelle par unité de production de grumes est de  $\kappa^{\text{gru}} = 60\,000 \text{ m}^3$ , déterminé à partir des grandeurs précédentes, de manière à coupler les capacités de production de grumes et de transformation. Pour les paramètres externes à l'aménagement, nous avons considéré un diamètre maximum d'exploitation de  $D_{\max} = 150 \text{ cm}$  et un DME de  $D_{\min} = 60 \text{ cm}$ . Ces valeurs correspondent aux pratiques des compagnies et à la majorité des réglementations en Afrique centrale. La densité minimale pour qu'une espèce soit exploitée est fixée à  $0.005 \text{ ha}^{-1}$ . Pour une concession de 100 000 ha, cela signifie qu'il faut au minimum 20 arbres par an pour qu'une espèce soit exploitée. En deçà de ce nombre, il est légitime de penser qu'il sera trop difficile pour un exploitant de répondre aux commandes de lot ou que le temps de recalibrer son outillage à cette essence sera trop coûteux. Le taux minimum de reconstitution  $X_{s,\min}(\phi)$  est fixé à 50 % lorsqu'une espèce n'a jamais été exploitée et à 100 % pour toutes les espèces ayant déjà été exploitées au moins une fois.

#### Données forestières et climatiques

Pour ce chapitre, le traitement des données forestières et des données climatiques est exactement identique à celui effectué et décrit dans le chapitre précédent. En particulier, les variables explicatives de la dynamique forestière restent les mêmes (tableau III.A.2, page 118), à l'exception de la concentration atmosphérique en  $\text{CO}_2$ , qui n'a pas ici été considérée.

#### Volumes de bois

Les volumes de bois par espèce et par classe diamétrique ont été calculés en utilisant les équations allométriques de la base de données de GlobAllometree (Henry *et al.* 2013, Cifuentes Jara *et al.* 2015), une plateforme internationale contenant plus de 13 000 équations allométriques provenant d'environ 80 pays différents. Nous avons exclu les équations allométriques liant le volume de bois à la hauteur, en plus du DHP, faute de données sur la hauteur à M'Baïki. Nous avons affecté à chaque espèce présente à M'Baïki l'équation ou la moyenne des équations allométriques issues de RCA (ou d'un autre pays africain si absente en RCA) éventuellement présentes pour elle dans la base. Pour toutes les autres espèces, nous avons pris la moyenne des équations allométriques de RCA toutes espèces confondues.

#### Prix des grumes et des sciages

Les prix des grumes et des sciages proviennent en partie des rapports sur le Marché des bois tropicaux (T<sub>TM</sub>, *Tropical Timber Market*) de l'Organisation Internationale des Bois Tropicaux (OIBT). Depuis 1996

et deux fois par mois, à l'exception de 2012, les rapports T<sub>TM</sub> de l'OIBT ont pour objectif d'améliorer la transparence du marché international des bois tropicaux, en fournissant les tendances de marché et une veille sur les actualités commerciales. Des prix indicatifs sont fournis pour près de 400 produits bois. Ce service est complémentaire des revues et évaluations biennales de la situation mondiale du bois (ITTO 2017).

Pour les espèces renseignées dans les rapports T<sub>TM</sub>, nous avons récupéré les séries de prix FOB de bois rond industriel d'Afrique de l'Ouest (*West Africa Ind. roundwood*) entre le 31 août 2001 et le 31 mars 2016 et les séries de bois brut de sciage d'Afrique de l'Ouest (*West Africa Sawnwood*) entre le 15 octobre 2015 et le 31 mars 2016 (communications personnelles de l'OIBT<sup>2</sup>). Les prix des grumes et des sciages par espèce ont été obtenus en prenant la valeur moyenne sur ces séries de prix.

Les prix renseignés dans les rapports T<sub>TM</sub> portent sur les principales espèces exploitées dans la sous-région, mais ne fournissent aucune information sur les espèces peu ou non commercialisées, bien que les propriétés de leurs bois soient déjà connues. Pour donner un prix plausible à ces espèces, nous avons établi par régression linéaire les relations entre les prix et les propriétés technologiques. Ces relations permettent de donner un prix aux espèces dont nous ne disposons que des données technologiques. Le choix des variables prédictives s'est effectué selon une procédure proche de l'approche pas à pas ascendante (*stepwise regression*) avec l'ajout toutefois d'une contrainte de bornes sur les prix estimés, qui devaient être compris entre 0 et 1 000 €/m<sup>3</sup>.

Nous avons utilisé les caractéristiques technologiques de différentes espèces tropicales venant de Tro-pix 7 (Gérard *et al.* 2011). Cette base de données, destinée aux opérateurs de la filière bois, précise, pour 245 espèces tropicales, différentes variables en lien avec les caractéristiques des grumes, les principales propriétés physiques et mécaniques, la résistance des bois à différents agents biologiques de détérioration, le comportement des bois sur différentes opérations de transformation, les classements commerciaux et les principales utilisations effectives ou potentielles.

### Structure de coûts

Plusieurs traitements ont été effectués sur les données économiques transmises par les entreprises partenaires.

Une première étape a consisté à produire une structure de coûts par entreprise en regroupant les différents éléments de coûts transmis par cette entreprise. Quatre clefs de différenciation ont été utilisées :

1. distinction des coûts relatifs aux grumes et des coûts relatifs aux sciages ;

---

2. Plus d'informations sur [http://www.itto.int/mis\\_detail/](http://www.itto.int/mis_detail/).

2. différenciation des coûts selon les différents postes de dépense utilisés dans le modèle économique (coûts d'ouverture et de réouverture des routes, coûts de production des grumes, coûts de transformation, coûts de transport et coûts d'exportation) ;
3. différenciation des types de coûts en fonction des types de variables associées (unités de production ou de transformation, surface de concession, distance au port, volumes de bois) ;
4. différenciation des coûts de transformation au niveau de l'espèce.

Dans les coûts liés aux unités de production ou de transformation, plusieurs données correspondent à des coûts d'achat de machine ou de matériel. La conversion en coûts annuels s'est effectuée au moyen de tableaux d'amortissement mis à disposition par chaque entreprise.

Après la phase de différenciation, les données correspondant à un même élément de coût ont été moyennées. Enfin, les différents éléments de coût ont été sommés.

Les données transmises par les entreprises partenaires ont permis de distinguer des coûts de transformation spécifiques pour certaines espèces. Pour déterminer les valeurs manquantes des espèces non renseignées, nous avons procédé de la même manière que pour les prix et avons établi des relations entre ces coûts et les caractéristiques technologiques des bois, avec une méthode de régression linéaire ascendante pas-à-pas, et des contraintes de borne pour les estimations entre 0 et 500 €/m<sup>3</sup>.

Dans une seconde étape, une structure de coûts unifiée, issue de l'agrégation des données des deux compagnies, a été produite en moyennant les différentes structures de coût entre entreprises (tableau IV.A.2 page 201). Pour que les coûts liés aux unités de production ou de transformation puissent être comparés entre entreprises, malgré la diversité des outils industriels associés, nous avons fait l'hypothèse que ces coûts étaient proportionnels aux capacités et la moyenne a donc porté sur des quotients coût-capacité.

#### IV.2.3.2 Protocole de simulation

Le protocole de simulation utilisé dans ce chapitre s'appuie sur le protocole employé dans le chapitre précédent sur la période de projection. Nous avons utilisé 3 scénarios climatiques : i) 10 jeux sous RCP 4.5, ii) 10 jeux sous RCP 8.5, iii) 10 jeux sous climat historique constant. Ce dernier scénario permet par comparaison aux deux premiers d'identifier les modifications pouvant être associées au changement climatique.

La période de projection correspond à la période comprise entre 2006 et 2099 (2096 pour le Gcm MOHC-HadGEM2-ES). Les simulations sont initialisées sur les valeurs moyennes des parcelles témoins non exploitées du peuplement de M'Baïki.

Pour étudier l'importance de l'hétérogénéité économique des concessions forestières dans l'étude des impacts du changement climatique, nous avons répliqué ce protocole de simulation sur 4 types d'entreprises, en croisant les 2 valeurs de superficie de concession et les 2 valeurs de distance au port. Afin

d'avoir un même cadre temporel d'analyse, nous n'avons considéré qu'une seule durée de rotation, égale à 25 ans. La période de projection permet ainsi de considérer 4 rotations, dont 3 complètes, la dernière n'étant couverte qu'à 72 % (60 % pour le Gcm MOHC-HadGEM2-ES).

#### IV.2.3.3 Cadre d'analyse

Comme dans le chapitre précédent, en plus d'un suivi des processus dynamiques de la croissance, de la mortalité et du recrutement, l'analyse du peuplement forestier s'effectue au niveau du peuplement total et de chaque guildes de régénération et s'appuie sur 4 variables structurelles : la densité d'arbres (en  $\text{ha}^{-1}$ ), la surface terrière (en  $\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$ ), le diamètre quadratique (en cm) et la biomasse carbone (en  $\text{t}_{\text{eq}}\text{ceCO}_2.\text{ha}^{-1}$ ). Les trois premières variables se calculent directement à partir des sorties du modèle de dynamique forestière tandis que pour la quatrième, nous avons combiné une équation allométrique pantropicale (Chave *et al.* 2014, avec  $E = -0.01816223$  pour la variable bioclimatique locale) avec le coefficient de conversion de la biomasse en carbone égal à 0,47 (Eggleston *et al.* 2006, Table 4.3) et le rapport entre masse du carbone et  $\text{CO}_2$  égal à 0,273. Les densités spécifiques de bois proviennent de la base de données de Zanne *et al.* (2009). Pour les espèces pour lesquelles aucune valeur n'était disponible, nous avons pris la valeur moyenne au niveau du genre lorsque cette dernière pouvait être calculée et autrement, la valeur par défaut de  $0,60 \text{ g.cm}^{-3}$ , recommandée par Henry *et al.* (2010, page 1383) pour les bois tropicaux africains.

L'analyse de la récolte de bois s'appuie sur le suivi des diamètres et des espèces exploités, de l'intensité de coupe (en  $\text{ha}^{-1}$ ) et du volume de production (en  $\text{m}^3.\text{ha}^{-1}$ ). Le bilan économique de l'exploitation porte sur le revenu d'exploitation (en  $\text{€}.\text{ha}^{-1}$ ) et le taux de marge nette (en %).

### IV.3 Résultats

Afin de faciliter la comparaison et l'appréciation des résultats, nous rappelons d'abord ici quelques résultats de simulation du chapitre précédent. En l'absence de changement climatique, les simulations d'ici la fin du siècle effectuées sur les parcelles de départ de M'Baïki projettent au niveau du peuplement total une diminution de la croissance en diamètre (de  $0.16 \pm 0.03$  à  $0.1 \pm 0.01 \text{ cm.an}^{-1}$ ), un maintien des taux de mortalité (de  $1.3 \pm 0.2$  à  $1.1 \pm 0 \%$ ) et une diminution du recrutement (de  $7.1 \pm 0.7$  à  $6.4 \pm 0.5 \text{ ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ ). Ces changements de dynamique correspondent à un vieillissement du peuplement forestier dont la structure, par rapport à l'actuelle, se caractérise par une légère diminution de la densité d'arbres (de  $607 \pm 42$  à  $588 \pm 25 \text{ ha}^{-1}$ ), une augmentation de la surface terrière (de  $36.9 \pm 1.2$  à  $43.4 \pm 1.4 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$ ), une augmentation du diamètre quadratique (de  $27.5 \pm 0.5$  à  $30.8 \pm 1 \text{ cm}$ ) et une forte augmentation de la biomasse carbone (de  $446.7 \pm 22.9$  à  $598.7 \pm 23.1 \text{ t}_{\text{eq}}\text{CO}_2.\text{ha}^{-1}$ ).

Concernant l'abondance relative des guildes de régénération, en l'absence de changement climatique,



la composition initiale (Sb  $64\pm0.5$  %, NPLD  $27\pm1.2$  %, P  $9\pm1.6$  %) demeure quasiment inchangée (Sb  $62\pm0.5$  %, NPLD  $26\pm0.3$  %, P  $10\pm0.4$  %) avec une prédominance des Sb.

En comparaison à ce scénario de référence, les projections effectuées sous RCP 4.5 et 8.5 montrent que le changement climatique conduirait à une augmentation généralisée de la croissance annuelle ( $0.35\pm0.12$  et  $0.74\pm0.43$  cm, respectivement sous RCP 4.5 et RCP 8.5) du taux de mortalité annuelle ( $0.045\pm0.025$  et  $0.069\pm0.044$ ) et du recrutement annuel ( $14.8\pm7.7$  et  $18.6\pm12.1$  ha<sup>-1</sup>). Cette accélération de la dynamique forestière engendrerait un important effet d'éclaircie sur le peuplement, avec une forte diminution de la densité d'arbres ( $473\pm48$  et  $474\pm81$  ha<sup>-1</sup>), un maintien de la surface terrière ( $43.3\pm6.1$  et  $50.7\pm9.4$  m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>), une augmentation du diamètre quadratique ( $33.3\pm2.5$  et  $37\pm4$  cm) et une augmentation de la biomasse carbone ( $589.4\pm93.7$  et  $706.9\pm150.8$  t<sub>eq</sub>CO<sub>2</sub>.ha<sup>-1</sup>).

Le changement climatique entraînerait un changement floristique important (Sb  $56\pm4.3$  %, NPLD  $26\pm0.6$  %, P  $16\pm4.6$  % sous RCP 4.5 ; Sb  $55\pm4.9$  %, NPLD  $26\pm1$  %, P  $17\pm4.9$  % sous RCP 8.5), avec une diminution importante de l'abondance des Sb en faveur des P.

Les résultats propres à ce chapitre sont structurées en deux parties : les résultats présentés dans la sous-section IV.3.1 page 162 correspondent aux scénarios sans changement climatique tandis que les résultats présentés dans la sous-section IV.3.2 page 168 correspondent aux scénarios avec changement climatique. Chacune des ces sous-sections présente successivement les résultats relatifs aux caractéristiques générales de l'exploitation forestière, la composition des récoltes de bois et enfin, la structure et la dynamique du peuplement forestier.

Le texte s'accompagne de tableaux et de planches de figures destinés à faciliter les comparaisons entre scénarios. Les projections sur les caractéristiques générales d'exploitation sont présentées dans le tableau IV.2 page 165, en distinguant les valeurs toutes concessions confondues, ces dernières étant illustrées figure IV.1 page 164, et les valeurs par type de concession. Le tableau IV.3 page 169 rappelle les résultats relatifs à la structure et la dynamique du peuplement forestier dans les scénarios sans exploitation, afin de faciliter la comparaison avec les résultats correspondants dans les scénarios avec exploitation, présentés dans le tableau IV.4 page 169. Ces résultats font également l'objet des figures IV.2 page 173, pour les indicateurs sur la structure des forêts, et la figure IV.3 page 174, pour les indicateurs sur la dynamique des forêts. Les effets de la superficie de la concession et de la distance au port font l'objet des figures IV.A.2 page 202 et IV.A.3 page 203, en annexe.

## IV.3.1 Aspects économiques et écologiques de l'exploitation forestière en l'absence de changement climatique

### IV.3.1.1 Caractéristiques générales de l'exploitation forestière

Toutes versions climatiques confondues et tous types d'entreprises confondus, l'exploitation forestière projetée d'ici la fin du siècle dans le scénario sans changement climatique connaît une dynamique en deux temps marquée par une intensification entre les première et deuxième rotations, suivie d'une intensification au cours des troisième et quatrième rotations. La rentabilité économique ne connaît qu'une seule tendance, une diminution progressive, rotation après rotation.

En première rotation, une activité d'exploitation est obtenue dans l'ensemble des versions climatiques et pour l'ensemble des types d'entreprise. Tout confondu, l'intensité de coupe moyenne s'établit à  $1.62 \pm 0.14 \text{ ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ . Le volume de production s'établit à  $22.64 \pm 1.44 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$  et le revenu d'exploitation à  $611 \pm 38 \text{ €}.\text{ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ , soit un taux de marge nette avant impôt de  $14.4 \pm 0.6 \%$ .

À la deuxième rotation, dans 12.5 % des simulations, le peuplement forestier projeté ne réunit plus les conditions de rentabilité pour maintenir une exploitation sous aménagement. Pour les autres simulations, l'exploitation forestière se poursuit avec une augmentation de l'intensité de coupe, à  $1.96 \pm 0.16 \text{ ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ . Cette augmentation ne s'accompagne cependant pas d'une augmentation du volume de production, qui se maintient à  $23.52 \pm 1.46 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ . Le revenu d'exploitation diminue légèrement à  $598 \pm 53 \text{ €}.\text{ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$  tout comme le taux de marge nette avant impôt, qui passe à  $13.3 \pm 1 \%$ .

À la troisième rotation, certaines exploitations arrêtées en deuxième rotation peuvent reprendre, mais dans 5 % des simulations, le peuplement forestier projeté ne permet toujours pas un retour de l'exploitation. Pour les simulations où l'exploitation forestière se poursuit, l'intensité de coupe revient au même niveau qu'en première rotation, à  $1.63 \pm 0.1 \text{ ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ . Le volume de production diminue en dessous des valeurs de première rotation et s'établit à  $21.1 \pm 1.1 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ . Le revenu d'exploitation poursuit sa diminution à  $524 \pm 52 \text{ €}.\text{ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ . Il en va de même pour le taux de marge nette avant impôt qui s'établit à  $12.2 \pm 1 \%$ .

La quatrième rotation voit s'accroître les tendances amorcées en troisième rotation. 5 % des simulations sont toujours dans une situation où le peuplement forestier projeté n'est pas compatible avec un retour de l'exploitation. L'intensité de coupe chute à  $1.22 \pm 0.07 \text{ ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ . Le volume de production chute également à  $18.08 \pm 0.93 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ . En conséquence, le revenu d'exploitation diminue également fortement et s'établit à  $376 \pm 37 \text{ €}.\text{ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ . Le taux de marge nette avant impôt poursuit sa diminution progressive et passe à  $10.8 \pm 1 \%$ .

Si ces valeurs montrent une diminution progressive et généralisée de la rentabilité de l'exploitation forestière, des contrastes forts existent entre les différents types d'entreprise, en fonction de la distance

4061 au port et de la superficie des concessions. Toutes choses étant égales par ailleurs, et toutes rotations  
4062 confondues, l'exploitation des concessions forestières situées à 400 km des ports, par rapport à celle des  
4063 concessions situées à 800 km, a, en moyenne, une intensité de coupe  $20 \pm 8.7$  % plus élevée et un volume  
4064 de production  $16 \pm 6.9$  % plus important. Le revenu d'exploitation est, en moyenne,  $2.8 \pm 0.3$  fois plus  
4065 important, un écart croissant de la première rotation –  $1.9 \pm 0.2$  fois – à la quatrième –  $3.4 \pm 0.8$ . Plus  
4066 proches des ports, l'exploitation est plus rentable avec un écart moyen de  $8.5 \pm 0.2$  points de marge nette  
4067 entre les concessions à 400 km et les concessions à 800 km. Cet écart est croissant entre la première  
4068 rotation ( $7.5 \pm 0.2$  points) et la quatrième rotation ( $9.6 \pm 0.4$  points).

4069 La superficie de la concession a un impact accru sur l'intensité de l'exploitation, mais un impact bien  
4070 moindre sur la rentabilité. En moyenne, les concessions de 400 000 ha ont, par rapport aux concessions  
4071 de 100 000 ha, une intensité de coupe  $48 \pm 9.7$  % plus élevée et un volume de production  $28 \pm 6.3$  %  
4072 plus important. Le revenu d'exploitation est en moyenne  $1.6 \pm 0.12$  fois plus important, avec là-aussi,  
4073 des écarts croissants de la première rotation –  $1.2 \pm 0.15$  fois plus important – à la quatrième –  $1.8 \pm$   
4074  $0.21$  fois plus important. L'influence de la superficie sur le taux de marge est moindre que l'influence  
4075 de la distance au port, avec une hausse limitée à  $1.6 \pm 0.2$  points entre les deux valeurs de superficie.  
4076 Cette moyenne cache une inversion de tendance : en première rotation, la rentabilité des concessions  
4077 de 400 000 ha est moindre de  $0.8 \pm 0.2$  points à celle des concessions de 100 000 ha ; en quatrième rota-  
4078 tion, l'écart devient positif et s'établit à  $1.5 \pm 0.3$  points (l'écart le plus important s'observe en troisième  
4079 rotation avec une valeur de  $2.6 \pm 0.6$  points).

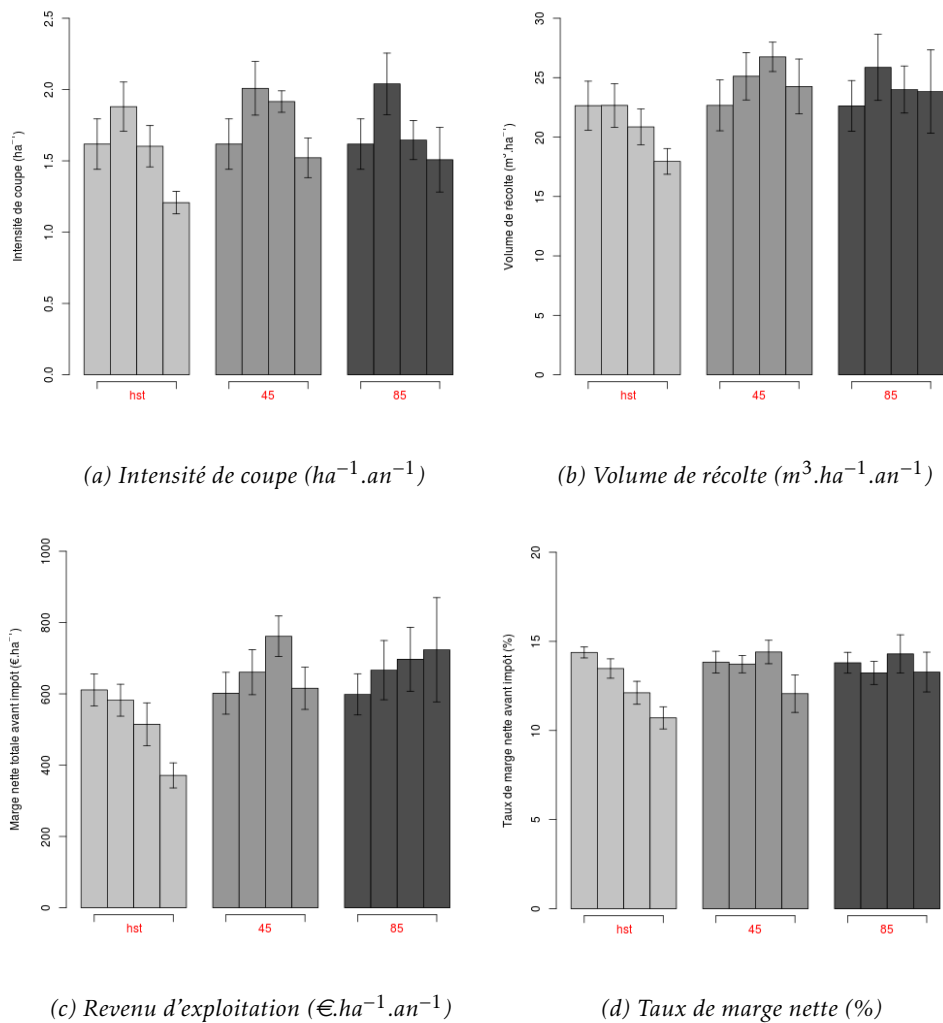


Figure IV.1 – Valeurs moyennes et erreurs-types sur les caractéristiques générales d'exploitation. Les valeurs sont indiquées par durée de rotation, en fonction des scénarios climatiques et tous types de concession confondus.

#### IV.3.1.2 Composition des récoltes de bois

Tous types d'exploitation confondus et toutes rotations confondues, les espèces les plus souvent exploitées, dans au moins les trois quarts des simulations, sont les suivantes : *Celtis mildbraedii* (Celtis d'Afrique *mildbraedii*), *Petersianthus macrocarpus* (Essia), *Pterocarpus soyauxii* (Padouk d'Afrique), *Celtis zenkeri* (Celtis d'Afrique *zenkeri*), *Eribroma oblongum* (Éyong), *Entandrophragma angolense* (Tiama), *Gambeya africana* (Aniégré *africana*), *Morus mesozygia* (Difou), *Khaya anthotheca* (Acajou d'Afrique) et *Chlorophora excelsa* (Iroko). Le Sapelli (*Entandrophragma cylindricum*) n'est exploité que dans 46 % des simulations tandis que l'Ayous (*Triplochiton scleroxylon*) ne l'est que dans 8 % des simulations. Ces faibles proportions sont essentiellement dues à des structures diamétriques déséquilibrées ne permettant pas d'atteindre les objectifs de reconstitution. Le Limba (*Terminalia superba*) est exploité dans 52 % des simulations. Exprimées en proportion du nombre d'arbres récoltés, les espèces les plus exploitées sont le

	1 <sup>ère</sup> rotation			2 <sup>ème</sup> rotation			3 <sup>ème</sup> rotation			4 <sup>ème</sup> rotation		
	hst	45	85	hst	45	85	hst	45	85	hst	45	85
<i>Tous types de concessions confondus</i>												
Intensité de coupe (ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup> )	1.6 ± 0.14	1.6 ± 0.14	1.6 ± 0.14	2 ± 0.16	2.1 ± 0.14	2.1 ± 0.16	1.6 ± 0.1	1.9 ± 0.091 ●	1.7 ± 0.12	1.2 ± 0.07	1.5 ± 0.1 ★	1.5 ± 0.14 ●
Volume de récolte (m <sup>3</sup> .ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup> )	23 ± 1.4	23 ± 1.5	23 ± 1.5	24 ± 1.5	26 ± 1.3 ●	27 ± 1.6 ●	21 ± 1.1	27 ± 1 ★★	24 ± 1.5	18 ± 0.93	24 ± 1.6 ★★	24 ± 2.3 ★
Revenu d'exploitation (€.ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup> )	610 ± 38	600 ± 42	600 ± 42	600 ± 53	690 ± 53 ●	710 ± 66 ●	520 ± 52	760 ± 66 ★★	710 ± 75 ●	380 ± 37	620 ± 67 ★★	720 ± 100 ★★
Taux de marge nette (%)	14 ± 0.63	14 ± 0.67 ●	14 ± 0.66 ★	13 ± 0.78	14 ± 0.72 ●	14 ± 0.74 ●	12 ± 0.81	14 ± 0.93 ★★	15 ± 0.98 ★★	11 ± 0.85	12 ± 0.99 ●	13 ± 0.91 ★★
<i>Concessions de 100 000 ha à 400 km du port</i>												
Intensité de coupe (ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup> )	1.5 ± 0.16	1.5 ± 0.16	1.5 ± 0.16	1.5 ± 0.22	1.8 ± 0.25	2.1 ± 0.35	1.5 ± 0.22	2.3 ± 0.2	1.8 ± 0.35	0.95 ± 0.13	1.5 ± 0.22	1.4 ± 0.39
Volume de récolte (m <sup>3</sup> .ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup> )	22 ± 2.1	22 ± 2.2	22 ± 2.2	20 ± 2.4	24 ± 2.6	28 ± 4.2	20 ± 2.5	31 ± 2.4	26 ± 4.4	15 ± 1.8	24 ± 3	26 ± 6.8
Revenu d'exploitation (€.ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup> )	750 ± 61	740 ± 77	730 ± 76	620 ± 89	770 ± 110	940 ± 170	600 ± 100	1100 ± 110 ●	940 ± 190	420 ± 57	720 ± 130	930 ± 280
Taux de marge nette (%)	18 ± 0.29	17 ± 0.73	17 ± 0.72	16 ± 0.66	17 ± 0.88	17 ± 0.91	15 ± 1.2	19 ± 0.64 ★	18 ± 1.4 ●	15 ± 1.1	15 ± 2.3	17 ± 1.3
<i>Concessions de 100 000 ha à 800 km du port</i>												
Intensité de coupe (ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup> )	1.6 ± 0.27	1.6 ± 0.27	1.6 ± 0.27	2.1 ± 0.5	2.4 ± 0.31	1.8 ± 0.27	1.4 ± 0.28	1.7 ± 0.15 ●	1.7 ± 0.28	1.1 ± 0.15	1.5 ± 0.29 ●	1.4 ± 0.24 ●
Volume de récolte (m <sup>3</sup> .ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup> )	23 ± 3	23 ± 3.1	23 ± 3.1	25 ± 4.6	30 ± 3.5	25 ± 2.6	18 ± 2.8	25 ± 1.9 ★	25 ± 4	17 ± 2.4	23 ± 4 ●	22 ± 3.4
Revenu d'exploitation (€.ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup> )	440 ± 59	430 ± 66	430 ± 65	410 ± 110	580 ± 84	440 ± 54	270 ± 86	460 ± 67 ★	530 ± 120 ●	180 ± 43	400 ± 70 ★	510 ± 120 ★
Taux de marge nette (%)	10 ± 0.33	9.6 ± 0.49	9.6 ± 0.45	7.8 ± 0.88	10 ± 0.69 ●	9.4 ± 0.85 ●	6.5 ± 1.3	9.2 ± 1 ★	10 ± 1 ★	5.1 ± 0.68	8.3 ± 0.41 ★★	9.6 ± 0.94 ★★
<i>Concessions de 400 000 ha à 400 km du port</i>												
Intensité de coupe (ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup> )	1.4 ± 0.11	1.4 ± 0.11	1.4 ± 0.11	2 ± 0.28	2 ± 0.25 ●	2 ± 0.3	1.9 ± 0.16	2 ± 0.2 ●	1.7 ± 0.06 ★★	1.4 ± 0.072	1.7 ± 0.2	1.8 ± 0.34
Volume de récolte (m <sup>3</sup> .ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup> )	21 ± 1.3	21 ± 1.5	21 ± 1.5	25 ± 2.6	26 ± 2.6	26 ± 3.5	24 ± 2	27 ± 2.2	25 ± 1.7	20 ± 1.2	28 ± 3.9	28 ± 5.3
Revenu d'exploitation (€.ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup> )	730 ± 41	720 ± 59	720 ± 60	840 ± 100	870 ± 120	850 ± 130	790 ± 98	1000 ± 86	960 ± 110	610 ± 64	900 ± 170	960 ± 240
Taux de marge nette (%)	18 ± 0.3	18 ± 0.6	18 ± 0.59	18 ± 0.53	17 ± 1	17 ± 1 ●	17 ± 0.78	20 ± 0.54 ★	19 ± 1.2 ●	16 ± 0.76	16 ± 2.2	17 ± 1.8
<i>Concessions de 400 000 ha à 800 km du port</i>												
Intensité de coupe (ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup> )	1.9 ± 0.43	1.9 ± 0.43	1.9 ± 0.43	2.3 ± 0.23	2.2 ± 0.28	2.6 ± 0.32 ●	1.7 ± 0.15	1.8 ± 0.11 ●	1.5 ± 0.19 ★	1.4 ± 0.15	1.4 ± 0.096 ●	1.3 ± 0.21 ●
Volume de récolte (m <sup>3</sup> .ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup> )	25 ± 4.4	25 ± 4.5	25 ± 4.5	25 ± 1.2	25 ± 1.5 ●	29 ± 2.8 ●	22 ± 1.5	24 ± 0.88	21 ± 1.7 ●	20 ± 1.8	22 ± 1.5	20 ± 2.3 ●
Revenu d'exploitation (€.ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup> )	520 ± 90	510 ± 96	510 ± 95	440 ± 21	490 ± 28 ★	570 ± 49 ★	390 ± 41	470 ± 40	400 ± 56 ●	250 ± 35	440 ± 67 ●	510 ± 140 ●
Taux de marge nette (%)	11 ± 0.4	11 ± 0.66	11 ± 0.61	9.4 ± 0.62	10 ± 0.42 ★	10 ± 0.53 ★	9.3 ± 0.5	10 ± 0.72	9.7 ± 1.1	6.6 ± 0.61	9.2 ± 0.81 ★	10 ± 1.2 ★★

Table IV.2 – Valeurs moyennes et erreurs-types des indicateurs d'exploitation forestière à chaque rotation, tous types de concessions confondus et pour chaque type de concession.

Celtis d'Afrique *mildbraedii* ( $19 \pm 1.5$  %), le Celtis d'Afrique *zenkeri* ( $17 \pm 2.4$  %) et le Sapelli ( $13 \pm 2.1$  %). En termes de volume de production, tous confondus, ce sont le Celtis d'Afrique *mildbraedii* ( $22 \pm 1.5$  %), le Sapelli ( $16 \pm 2.1$  %), le Celtis d'Afrique *zenkeri* ( $15 \pm 2.4$  %), l'Essia ( $13 \pm 0.3$  %), le Limba ( $12 \pm 2.2$  %) et l'Ayous ( $11 \pm 2.9$  %). Les principales espèces exportées sous forme de grume sont l'Essia ( $85 \pm 0.3$  %) et l'Éyong ( $8 \pm 0.4$  %). Les principales espèces exportées sous forme de sciage sont le Celtis d'Afrique *mildbraedii* ( $26 \pm 1.5$  %), le Sapelli ( $19 \pm 2.1$  %), le Celtis d'Afrique *zenkeri* ( $17 \pm 2.4$  %), le Limba ( $14 \pm 2.2$  %) et l'Ayous ( $13 \pm 2.9$  %). En termes de contribution au revenu d'exploitation, les espèces les plus rémunératrices pour l'exploitant sont l'Essia (*Petersianthus macrocarpus*,  $109 \pm 0.3$  %), le Difou (*Morus mesozygia*,  $12 \pm 0.6$  %) et l'Éyong (*Eribroma oblongum*,  $10 \pm 0.4$  %). Les espèces les plus pénalisantes pour le revenu d'exploitation, du fait de l'obligation d'un taux de transformation minimale à l'échelle de la concession, sont : le Celtis d'Afrique *mildbraedii* ( $-24 \pm 1.5$  %), le Celtis d'Afrique *zenkeri* ( $-14 \pm 2.4$  %), l'Ayous ( $-11 \pm 2.9$  %) et le Limba ( $-9 \pm 2.2$  %).

Aussi bien en terme d'intensité de coupe que de volume de production, on retrouve le même cortège d'espèces principales au cours du temps, (Ayous, Celtis d'Afrique *mildbraedii*, Celtis d'Afrique *zenkeri*, Essia, Limba et Sapelli). Pour autant, du fait notamment des changements de composition floristique des arbres commerciaux, des évolutions de composition de récolte méritent d'être soulignées, avec notamment une diversification des espèces exploitées, dont le nombre moyen s'accroît, passant d'une valeur de  $15.9 \pm 0.5$  espèces en première rotation à  $19 \pm 0.9$  en quatrième rotation. Si l'Essia reste très dominant dans les volumes de grumes exportées (83 % des volumes en première rotation, 86 % en quatrième rotation), la composition des autres espèces exportées sous forme de grumes n'est pas la même entre la première rotation et la quatrième rotation, avec un déclin du Sapelli, du Kosipo, de l'Iroko, du Difou et de l'atandza et une progression de l'Éyong et du Kotibé. Pour les sciages, si le Sapelli, le Limba et le Celtis d'Afrique *mildbraedii* font tout le temps partie des principales espèces à être transformées, le passage de la première à la quatrième rotation voit le déclin de l'Ayous et du Limba et la progression du Celtis d'Afrique *zenkeri*.

#### IV.3.1.3 Structure et dynamique du peuplement forestier

À la fin du siècle, dans le scénario sans changement climatique, tous types de concession confondus, les peuplements forestiers après exploitation, ont pour structure moyenne, une densité d'arbres de  $526 \pm 12$  ha<sup>-1</sup>, une surface terrière de  $36.8 \pm 0.5$  m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>, un diamètre quadratique de  $30.1 \pm 0.4$  m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup> et une biomasse carbone de  $475 \pm 7.5$  t<sub>eq</sub>CO<sub>2</sub>.ha<sup>-1</sup>. Par rapport aux simulations sans exploitation, les écarts respectifs pour ces indicateurs sont tous négatifs : les forêts exploitées ont une moindre densité d'arbres (en moyenne de  $-62.5 \pm 3.2$  ha<sup>-1</sup>), une moindre surface terrière ( $-6.6 \pm 0.4$  m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>), un diamètre quadratique diminué ( $-0.7 \pm 0.1$  cm) et une moindre biomasse de carbone ( $-120 \pm 6.3$  t<sub>eq</sub>CO<sub>2</sub>.ha<sup>-1</sup>).

La dynamique forestière des peuplements exploités se caractérise, en moyenne, par une croissance diamétrique de  $0.195 \pm 0.011 \text{ cm.an}^{-1}$ , un taux de mortalité de  $1.4 \pm 0.04 \%$  et un taux de recrutement de  $9.1 \pm 0.2 \text{ ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ . Les écarts respectifs par rapport aux peuplements forestiers non exploités sont cette fois tous positifs : l'exploitation forestière stimule la croissance ( $0.09 \pm 0.01 \text{ cm.an}^{-1}$ ), la mortalité ( $0.34 \pm 0.03 \%$ ) et le recrutement ( $2.7 \pm 0.2 \text{ ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ ).

La comparaison de la composition par guildes de régénération entre les peuplements exploités, tous types de concessions confondus (NPLD  $17 \pm 0.1 \%$ , P  $29 \pm 0.6 \%$ , SB  $53 \pm 0.7 \%$ ) et entre les peuplements non exploités (NPLD  $18 \pm 0.3 \%$ , P  $22 \pm 1 \%$ , SB  $60 \pm 1 \%$ ) montre que l'exploitation forestière favorise l'abondance des P au dépens des NPLD et dans une moindre mesure, des SB. Que ce soit en termes de densité d'arbres, de surface terrière, de diamètre quadratique et de biomasse carbone, tous ces indicateurs ont des valeurs plus élevées pour les P dans les peuplements exploités que dans les peuplements non exploités ; et ont des valeurs plus faibles pour les autres guildes de régénération (tableaux IV.3 et IV.4).

L'accélération de la dynamique projetée au niveau du peuplement est également projetée au niveau de chaque guildes de régénération. Là-encore, ce sont les P qui sont les plus affectées. Dans les projections avec exploitation, la croissance des P est, en moyenne,  $3.4 \pm 0.19$  fois supérieure à celle projetée sans exploitation, là où la croissance des NPLD ne l'est que  $1.5 \pm 0.19$  fois et la croissance des SB que  $1.9 \pm 0.06$ . Par ailleurs, le turnover des P est plus élevé avec exploitation ( $3.6 \pm 0.1 \%$ ) que sans exploitation ( $2.3 \pm 0.1 \%$ ), une augmentation à nouveau plus importante que celle observée pour les NPLD ( $1.1 \pm 0.03 \%$  avec exploitation contre  $0.78 \pm 0.03 \%$  sans exploitation) ou celle observée pour les SB ( $1.3 \pm 0.02 \%$  avec exploitation contre  $1 \pm 0.04 \%$  sans exploitation).

## IV.3.2 Influence du changement climatique sur l'économie et l'écologie de l'exploitation forestière

### IV.3.2.1 Caractéristiques générales de l'exploitation forestière

En première rotation, les parcelles de départ étant les mêmes entre les simulations avec changement climatique et les simulations sans, il n'y a pas de différence de règles d'exploitation entre les deux types de simulations. Tous types de concessions confondus, l'intensité de coupe moyenne dans les scénarios avec changement climatique est donc strictement identique à celle sans changement climatique,  $1.62 \pm 0.14 \text{ ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ . Sur les 25 premières années, les différences entre scénarios climatiques sont très faibles, de sorte que les différences de dynamique forestière se font encore peu ressentir. Entre les scénarios climatiques, les volumes de production en première rotation sont quasiment identiques ( $23 \pm 1 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$  RCP 4.5 et 8.5 confondus), tout comme le sont les résultats d'exploitation ( $600 \pm 30 \text{ €} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ ) et les taux de marge nette ( $14 \pm 0.5 \%$ ).

Des différences plus nettes entre les projections avec changement climatique et les projections sans s'observent au cours des rotations suivantes. Le changement climatique conduit à accroître le nombre de situations où le peuplement forestier n'est plus propice à une exploitation forestière : en quatrième rotation, tous types de concessions confondus, l'exploitation est impossible dans 20 % des projections avec le RCP 4.5 et 22.5 % des projections avec le RCP 8.5, contre 5 % en l'absence de changement climatique.

Dans les cas où une exploitation forestière peut se maintenir, des différences encore peu significatives apparaissent dès la deuxième rotation, pour gagner en significativité lors de la troisième rotation et s'accroître encore lors de la quatrième rotation, notamment en termes de résultats d'exploitation et de taux de marge nette. Par rapport au scénario sans changement climatique, en confondant les scénarios RCP 4.5 et RCP 8.5, le changement climatique entraîne une hausse de  $24 \pm 10 \%$  et  $36 \pm 10 \%$  de l'intensité de coupe en troisième et quatrième rotations, respectivement, et de  $32 \pm 9 \%$  et  $47 \pm 10 \%$  des volumes de production.

Si l'exploitation peut être maintenue, l'augmentation de l'intensité de coupe et du volume de production conduit à un effet très positif du changement climatique sur le bilan économique de l'entreprise. Les résultats d'exploitation s'établissent, en moyenne RCP 4.5 et 8.5 confondus, à  $737 \pm 50$  et  $667 \pm 61 \text{ €} \cdot \text{ha}^{-1}$  en troisième et quatrième rotation (soit des hausses de  $89 \pm 20$  et  $130 \pm 20 \%$  par rapport au scénario sans changement climatique). La rentabilité économique de l'exploitation est améliorée, mais dans une moindre mesure que l'augmentation du revenu d'exploitation. Les taux de marge s'accroissent en moyenne de  $1.9 \pm 0.4$  et  $1.8 \pm 0.6$  points, en troisième et quatrième rotation.



4191

	Total			P			NPLD			SB		
	hst	45	85	hst	45	85	hst	45	85	hst	45	85
Densité d'arbres (ha <sup>-1</sup> )	590 ± 20	490 ± 40 ★	480 ± 80 ●	57 ± 3	64 ± 10	62 ± 10	150 ± 5	130 ± 10★★	120 ± 20★	370 ± 20	280 ± 40★	280 ± 50●
Surface terrière (m <sup>2</sup> .ha <sup>-1</sup> )	43 ± 1	44 ± 6	49 ± 9	4.8 ± 0.1	5.7 ± 0.3★★	6.5 ± 0.8★	18 ± 0.7	18 ± 3	20 ± 4	20 ± 0.6	20 ± 3	22 ± 4
Diamètre quadratique (cm)	31 ± 1	33 ± 2 ●	36 ± 4 ●	33 ± 1	37 ± 3●	40 ± 4★	39 ± 1	41 ± 4	43 ± 5	26 ± 0.9	29 ± 2●	31 ± 3●
Biomasse carbone (t <sub>eq</sub> CO <sub>2</sub> .ha <sup>-1</sup> )	600 ± 20	600 ± 90	680 ± 100	40 ± 1	45 ± 4●	53 ± 6★	270 ± 10	270 ± 40	300 ± 70	280 ± 10	280 ± 40	320 ± 70
Croissance (cm.an <sup>-1</sup> )	0.1 ± 0.01	0.32 ± 0.1 ★	0.7 ± 0.3 ●	0.11 ± 0.01	0.44 ± 0.1★★	0.91 ± 0.4★	0.17 ± 0.01	0.37 ± 0.08★★	0.74 ± 0.3★	0.078 ± 9. 10 <sup>-3</sup>	0.25 ± 0.08★	0.57 ± 0.3●
Taux de mortalité	0.011 ± 5. 10 <sup>-4</sup>	0.039 ± 0.02 ●	0.065 ± 0.04 ●	0.023 ± 1. 10 <sup>-3</sup>	0.057 ± 0.02●	0.074 ± 0.04●	8.2 · 10 <sup>-3</sup> ± 5 · 10 <sup>-4</sup>	0.032 ± 0.02●	0.064 ± 0.04●	0.01 ± 5. 10 <sup>-4</sup>	0.034 ± 0.02●	0.065 ± 0.04●
Taux de recrutement (ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup> )	6.4 ± 0.5	15 ± 7 ●	20 ± 10 ●	1.4 ± 0.1	6.8 ± 4●	8.1 ± 5●	1.1 ± 0.07	2.8 ± 2●	4.8 ± 3●	3.8 ± 0.3	4.8 ± 2	6.7 ± 3
Turnover (%)	1.1 ± 0.05	4 ± 2 ●	7.3 ± 5 ●	2.3 ± 0.1	6.2 ± 3●	8.4 ± 4●	0.78 ± 0.03	3.1 ± 2●	7.2 ± 5●	1 ± 0.04	3.3 ± 2●	7.2 ± 5●

Table IV.3 – Valeurs moyennes et erreurs-types des indicateurs de structure et de dynamique forestières à la fin du siècle au niveau du peuplement général et de chaque guilde de régénération, dans les peuplements non exploités, sous différents scénarios climatiques. La significativité des différences entre les scénarios avec changement climatique et le scénario sans changement climatique, obtenue par test de Student, est également indiquée avec le code suivant : ●  $p < 0.1$ , ★  $p < 0.05$ , ★★  $p < 0.01$  et ★★★  $p < 0.001$ .

4192

169

4193

	Total			P			NPLD			SB		
	hst	45	85	hst	45	85	hst	45	85	hst	45	85
Densité d'arbres (ha <sup>-1</sup> )	530 ± 10	440 ± 20 ★★★	430 ± 40 ★★	68 ± 2	71 ± 6	66 ± 6	130 ± 3	110 ± 4 ★★★	100 ± 8 ★★	320 ± 8	250 ± 20 ★★★	260 ± 30 ★★
Surface terrière (m <sup>2</sup> .ha <sup>-1</sup> )	37 ± 0.5	37 ± 2	42 ± 4 ●	5.7 ± 0.09	6.3 ± 0.2 ★★★	7 ± 0.4 ★★	13 ± 0.2	13 ± 0.9	15 ± 1 ●	18 ± 0.3	17 ± 1	20 ± 2
Diamètre quadratique (cm)	30 ± 0.4	32 ± 1 ★	35 ± 2 ★★	33 ± 0.5	37 ± 2 ★★	41 ± 2 ★★	36 ± 0.5	38 ± 2 ●	41 ± 2 ★	27 ± 0.4	29 ± 1 ★★	31 ± 2 ★★
Biomasse carbone (t <sub>eq</sub> CO <sub>2</sub> .ha <sup>-1</sup> )	470 ± 8	470 ± 30	550 ± 60 ●	45 ± 0.8	48 ± 2 ★★	55 ± 4 ★★	180 ± 3	180 ± 10	210 ± 20 ●	240 ± 5	240 ± 20	280 ± 30 ●
Croissance (cm.an <sup>-1</sup> )	0.2 ± 0.01	0.42 ± 0.05 ★★★	0.8 ± 0.2 ★★★	0.32 ± 0.02	0.61 ± 0.05 ★★★	1.1 ± 0.2 ★★★	0.24 ± 0.01	0.46 ± 0.04 ★★★	0.85 ± 0.1 ★★★	0.15 ± 9. 10 <sup>-3</sup>	0.33 ± 0.04 ★★★	0.66 ± 0.2 ★★★
Taux de mortalité	0.014 ± 4. 10 <sup>-4</sup>	0.042 ± 0.01 ★★	0.067 ± 0.02 ★★	0.033 ± 10 · 10 <sup>-4</sup>	0.063 ± 0.01 ★★	0.079 ± 0.02 ★★	9.6 · 10 <sup>-3</sup> ± 3 · 10 <sup>-4</sup>	0.033 ± 9. 10 <sup>-3</sup> ★★	0.065 ± 0.02 ★★	0.012 ± 3. 10 <sup>-4</sup>	0.036 ± 9. 10 <sup>-3</sup> ★★	0.067 ± 0.02 ★★
Taux de recrutement (ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup> )	9.1 ± 0.2	17 ± 3 ★★	22 ± 6 ★★	2.7 ± 0.1	8 ± 2 ★★	8.8 ± 2 ★★	1.5 ± 0.03	3.2 ± 0.7 ★★	5.2 ± 2 ★★	4.7 ± 0.09	5.8 ± 0.8 ●	7.8 ± 2 ★
Turnover (%)	1.6 ± 0.04	4.5 ± 1 ★★	7.7 ± 2 ★★	3.6 ± 0.1	6.9 ± 1 ★★	9.2 ± 2 ★★	1.1 ± 0.03	3.5 ± 0.9 ★★	7.5 ± 3 ★★	1.3 ± 0.02	3.7 ± 0.9 ★★	7.6 ± 3 ★★

Table IV.4 – Valeurs moyennes et erreurs-types des indicateurs de structure et de dynamique forestières à la fin du siècle au niveau du peuplement général et de chaque guilde de régénération, dans les peuplements exploités, tous types de concessions confondues, sous différents scénarios climatiques. La significativité des différences entre les scénarios avec changement climatique et le scénario sans changement climatique, obtenue par test de Student, est également indiquée avec le code suivant : ●  $p < 0.1$ , ★  $p < 0.05$ , ★★  $p < 0.01$  et ★★★  $p < 0.001$ .

4194

4195

1

#### IV.3.2.2 Composition des récoltes de bois

Le changement climatique a un impact sur les listes d'espèces exploitées et donc sur la composition des récoltes. Tous types d'exploitation confondus et toutes rotations confondues, la comparaison des choix spécifiques d'exploitation entre les scénarios avec changement climatique et le scénario sans changement climatique révèle que, pour l'Aniégré *altissima*, le Bilinga, les Celtis d'Afrique *adolphi-friderici* et *mildbraedii*, le Celtis d'Afrique *zenkeri*, l'Essia, l'Éyong, l'Ilomba, le Mukulungu et le Tiama la proportion de simulations dans lesquelles ces espèces principales sont exploitées diminue d'au moins 10 points de pourcentage, tandis que cette proportion augmente d'au moins 10 points pour le Sapelli. Ces changements indiquent que le changement climatique a tendance à réduire la gamme d'espèces exploitées. Ce phénomène est confirmé par la variation du nombre d'espèces exploitées au cours du temps, avec une moindre augmentation dans les simulations sous changement climatique, passant de  $15.9 \pm 0.5$  espèces en première rotation à  $16.4 \pm 1.3$  et  $14.8 \pm 1.4$  en quatrième rotation, pour les Rcp 4.5 et 8.5, respectivement, tandis que dans les simulations sans changement climatique le nombre d'espèces exploitées en 4<sup>ème</sup> rotation est de  $19 \pm 0.9$  espèces.

Comme dans le scénario sans changement climatique, lorsqu'il est exploité (78 et 50 % des simulations avec les Rcp 4.5 et 8.5, respectivement), l'Essia reste très dominant dans les volumes de grumes exportées (80 et 85 % en quatrième rotation pour les Rcp 4.5 et 8.5 respectivement). Mais dans certaines simulations, d'autres espèces, une fois exploitées, peuvent atteindre des proportions non négligeables : c'est le cas de l'Aniégré *africana* (en moyenne 13 % sur 78 % des simulations), du Padouk d'Afrique (13 % sur 80 % des simulations) et du Sapelli (30 % sur 80 % des simulations) pour le Rcp 4.5 et de l'Éyong (en moyenne 17 % sur 68 % des simulations), du Kotibé (21 % sur 73 % des simulations), du Limba (56 % sur 43 % des simulations) et du Padouk d'Afrique (12 % sur 75 % des simulations) pour le Rcp 8.5.

Pour les sciages, si les Celtis d'Afrique *mildbraedii* et *zenkeri*, le Limba et le Sapelli font tout le temps partie des principales espèces sciées, le changement climatique entraîne une modification de la composition spécifique des sciages, avec une augmentation de la proportion de sciages issus de l'Ayous et du Limba avec le Rcp 4.5 et du Padouk d'Afrique, de l'Ayous et du Limba avec le Rcp 8.5, et une diminution de la proportion de sciages issus du Sapelli et du Celtis d'Afrique *mildbraedii* avec le Rcp 4.5 et du Celtis d'Afrique *zenkeri* avec le Rcp 8.5.

#### IV.3.2.3 Structure et dynamique du peuplement forestier

Dans les peuplements forestiers exploités, les impacts du changement climatique s'ajoutent aux impacts de l'exploitation forestière et entraînent des modifications de structure, de composition et de dynamique plus importantes que dans les peuplements non exploités. Tous types de concession confondus, le changement climatique entraîne, par rapport à un scénario d'exploitation sans changement climatique, une

réduction significative de la densité d'arbres ( $-16\pm 4$  et  $-15\pm 9$  % sous Rcp 4.5 et 8.5) et une augmentation significative du diamètre quadratique ( $7\pm 4$  et  $16\pm 5$  % sous Rcp 4.5 et 8.5). La surface terrière et la biomasse carbone sont également à la hausse, mais sans que ces différences ne soient très significatives. À scénario climatique fixé, les impacts de l'exploitation sur les indicateurs de structure forestière ne sont pas significativement différents entre le scénario sans changement climatique et les scénarios avec changement climatique, à l'exception de la biomasse carbone ( $-16\pm 2$  % avec le Rcp 8.5 contre  $-20\pm 1$  % sans changement climatique).

La comparaison croisée des simulations à scénario d'exploitation fixé, puis à scénario climatique fixé, permet d'estimer l'influence relative des deux phénomènes sur la structure forestière. Tous indicateurs de structure confondus, les impacts de l'exploitation sont d'une ampleur moyenne de  $47\pm 1$  %, à la hausse ou à la baisse, tandis que les impacts du changement climatique sont d'une ampleur moyenne de  $162\pm 10$  %, à la hausse ou à la baisse. Ces chiffres soulignent à quel point le changement climatique a un impact bien plus fort sur la structure forestière que l'exploitation forestière sélective.

Les simulations des peuplements forestiers soumis à la fois à une exploitation forestière et à un changement climatique montrent que les accélérations de dynamique forestière induites par ces deux sources de pression se cumulent, et entraînent une hausse généralisée de la croissance, de la mortalité et du recrutement.

L'impact du changement climatique est moins fort sur les peuplements exploités que sur les peuplements non exploités. En comparaison à un scénario avec exploitation et sans changement climatique, le changement climatique, combiné à l'exploitation donc, a un impact significatif sur l'ensemble des processus dynamiques conduisant à multiplier le taux de croissance par  $2.2\pm 0.3$  et par  $3.6\pm 0.5$  pour les Rcp 4.5 et 8.5, respectivement ; les taux de mortalité par  $2.8\pm 0.6$  et par  $4.3\pm 1.2$  ; et les taux de recrutement par  $1.8\pm 0.3$  et par  $2.3\pm 0.5$ . Par rapport à ceux observés dans les simulations sans exploitation, ces facteurs multiplicateurs sont en moyenne inférieurs de  $19\pm 3$  et  $24\pm 4$  % pour la croissance et de  $7\pm 2$  et  $9\pm 2$  % pour la mortalité, respectivement pour les Rcp 4.5 et 8.5. Il n'y a pas de différence significative pour le recrutement.

À scénario climatique fixé, des différences significatives s'observent entre scénarios climatiques concernant l'impact supplémentaire de l'exploitation forestière sur la croissance (hausse de  $89\pm 6$  % sans changement climatique, de  $48\pm 5$  % avec le Rcp 4.5 et de  $37\pm 6$  % avec le Rcp 8.5) et sur la mortalité (hausse de  $31\pm 2$  % sans changement climatique, de  $21\pm 2$  % avec le Rcp 4.5 et de  $18\pm 2$  % avec le Rcp 8.5). L'impact supplémentaire de l'exploitation sur la croissance et la mortalité est d'autant plus faible que le changement climatique est fort. Il n'y a pas de différence significative concernant les impacts sur le recrutement.

En réitérant l'exercice de comparaison croisée des simulations à scénario d'exploitation fixé, puis à scé-

nario climatique fixé, tous indicateurs confondus, l'exploitation entraîne des impacts sur la dynamique forestière d'une ampleur moyenne de  $47 \pm 2$  %, à la hausse ou à la baisse, tandis que le changement climatique entraîne des impacts d'une ampleur moyenne de  $162 \pm 12$  %, à la hausse ou à la baisse. Là encore, ces chiffres soulignent à quel point le changement climatique a un impact bien plus fort que l'exploitation forestière sélective sur la dynamique forestière.

Le changement climatique et l'exploitation voient leurs impacts sur la composition floristique générale du peuplement se cumuler. Les compositions projetées avec le RCP 4.5 (NPLD  $19 \pm 0.5$  %, P  $32 \pm 2$  %, SB  $49 \pm 2$  %) et avec le RCP 8.5 (NPLD  $21 \pm 0.9$  %, P  $30 \pm 3$  %, SB  $50 \pm 3$  %) montrent une diminution plus importante des NPLD et des SB en faveur des P.

Des différences significatives s'observent quant à l'impact du changement climatique sur quelques indicateurs de la structure forestière, selon que le peuplement est exploité ou non, et illustrent des réactions opposées des guildes de régénération. Notamment, RCP 4.5 et 8.5 confondus, l'impact du changement climatique sur la densité d'arbres est  $10 \pm 1$  % plus faible avec exploitation que sans exploitation pour les P mais est au contraire  $3 \pm 2$  et  $2 \pm 1$  % plus fort pour les NPLD et les SB, respectivement. Il en va de même pour la surface terrière ( $10 \pm 1$  % plus faible pour les P mais  $7 \pm 2$  % plus fort pour les NPLD) et la biomasse carbone ( $6 \pm 1$  % plus faible pour les P mais  $8 \pm 2$  % plus fort pour les NPLD).

L'accélération de la dynamique projetée au niveau du peuplement est également projetée au niveau de chaque guildes de régénération. L'absence ou la présence du changement climatique, ainsi que l'absence ou la présence d'exploitation forestière entraînent des différences significatives pour chacun processus de croissance, mortalité et recrutement, et pour chaque guildes.

RCP 4.5 et 8.5 confondus, les P ont les plus fortes valeurs de croissance ( $0.84 \pm 0.1$  cm.an<sup>-1</sup>) et de turnover ( $8 \pm 1.2$  %), suivies par les NPLD, avec une croissance de  $0.65 \pm 0.07$  cm.an<sup>-1</sup> et un turnover de  $5.5 \pm 1.3$  %, et des SB, avec une croissance de  $0.49 \pm 0.08$  cm.an<sup>-1</sup> et un turnover de  $5.6 \pm 1.3$  %.

Dans les projections avec exploitation et sous changement climatique, la croissance est supérieure aux projections correspondantes sans exploitation d'en moyenne  $1.7 \pm 0.08$  fois pour les P,  $1.3 \pm 0.03$  fois pour les NPLD et  $1.4 \pm 0.04$  fois pour les SB. Par rapport aux projections correspondantes avec exploitation, mais sans changement climatique, la croissance est supérieure d'en moyenne  $2.4 \pm 0.2$  fois pour les P,  $2.6 \pm 0.2$  fois pour les NPLD et  $3 \pm 0.4$  fois pour les SB. De la même manière, par rapport aux projections sans exploitation, mais avec changement climatique, le turnover avec exploitation forestière est supérieur d'en moyenne,  $1.4 \pm 0.04$  fois pour les P,  $1.4 \pm 0.03$  fois pour les NPLD et  $1.3 \pm 0.02$  fois pour les SB. Par rapport aux simulations correspondantes avec exploitation forestière et sans changement climatique, le turnover avec changement climatique est supérieur d'en moyenne  $2.1 \pm 0.3$  pour les P,  $4.8 \pm 1$  pour les NPLD et  $3.9 \pm 0.9$  pour les SB. Là encore, ces comparaisons montrent un impact plus fort du changement climatique que de l'exploitation forestière. Elles soulignent également une différence de sensibilité entre

d'un côté, les P et d'un autre côté, les NPLD et les SB : de manière générale le changement climatique et l'exploitation forestière entraînent des modifications du peuplement forestier en faveur des P et aux dépens des NPLD et des SB.

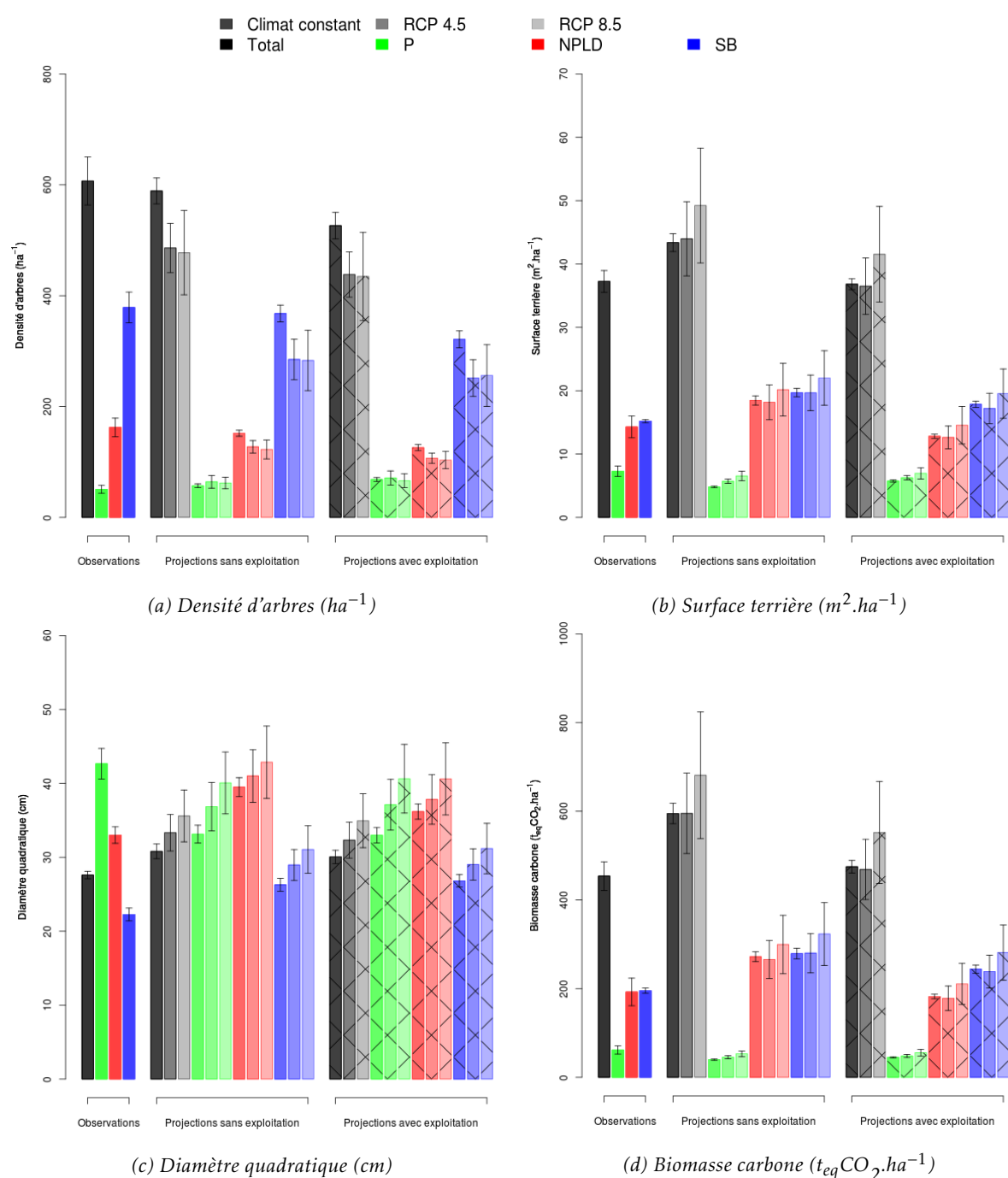


Figure IV.2 – Valeurs moyennes et erreurs-types sur les indicateurs de structure forestière entre les observations sur M'Baïki, les projections sans exploitation et les projections avec exploitation. Les valeurs représentées sont celles projetées à la fin du siècle au niveau du peuplement et des guildes de régénération pour 3 scénarios climatiques et tous types de concession confondus.

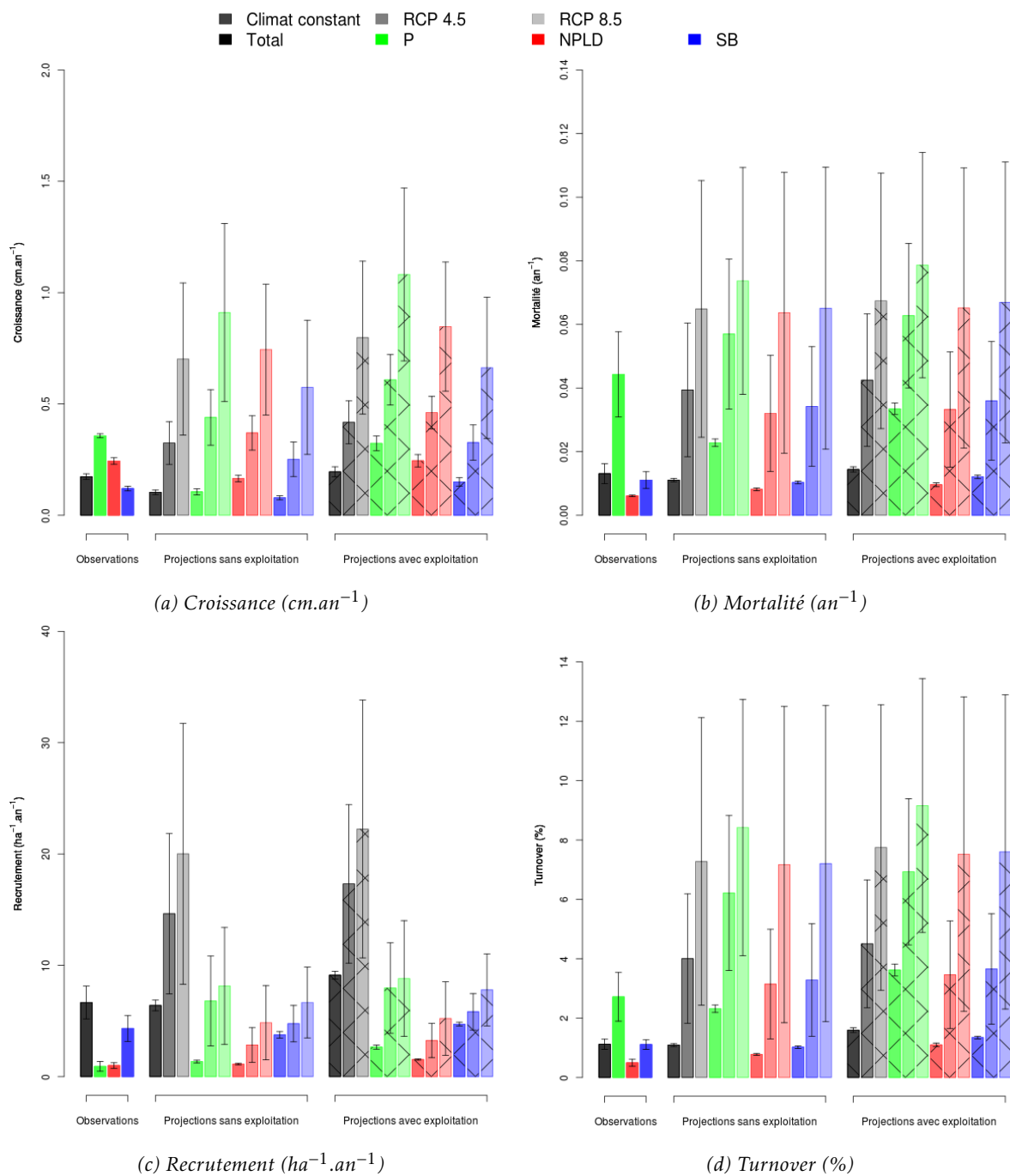


Figure IV.3 – Comme précédemment sur les indicateurs de dynamique forestière.

## IV.4 Discussion

### IV.4.1 Le modèle proposé permet de simuler une exploitation forestière avec un réalisme satisfaisant

Les caractéristiques générales de l'exploitation forestière obtenues dans les simulations de première rotation sont très proches de celles des concessions forestières telles qu'elles peuvent être actuellement observées en Afrique centrale. L'intensité de coupe projetée,  $1.6 \pm 0.14 \text{ ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ , s'inscrit parfaitement dans les intensités de coupe observées en Afrique centrale, entre 0,7 et 2 arbres par hectare (Ruiz Pérez *et al.* 2005). Que cette intensité de coupe puisse être obtenue de manière endogène au modèle, est une avancée significative par rapport à de précédents modèles, basés sur une exploration systématique d'un intervalle de valeurs (Rossi *et al.* accepted), ou uniquement déterminée à partir de la densité d'arbres commerciaux (Karsenty et Gourlet-Fleury 2006, Ndjondo *et al.* 2014, par exemple). L'intensité de coupe est à la conjonction de différents facteurs écologiques et économiques, mais résulte avant tout d'un arbitrage économique, liant l'aménagement de la concession et le dimensionnement de l'outil industriel.

La rentabilité économique projetée, avec des taux moyens de marge nette avant impôt de  $14 \pm 0.6 \%$ , présente une plausibilité tout à fait satisfaisante. Le fonctionnement économique des concessionnaires est également assez fidèlement reproduit, et on retrouve bien le contraste entre d'un côté, une activité d'export de grumes très rémunératrice et concentrée sur un nombre restreint d'espèces, et de l'autre, une activité de première transformation déficitaire pour l'entreprise, reposant sur une gamme plus large d'espèces. Ce contraste résulte principalement de l'obligation d'un taux minimal de transformation qui, associé à de faibles rendements-matière, constitue une contrainte très forte pour l'entreprise.

Le modèle économique proposé déroge aux canons des modèles microéconomiques forestiers classiques, où le programme de l'exploitant s'appuie sur une maximisation de la valeur actualisée nette (VAN). Dans notre cas, le programme de l'exploitant est une maximisation du taux de marge nette. Autrement dit, lors de l'aménagement ou du choix du dimensionnement des investissements à effectuer, l'exploitant ne cherche pas à maximiser la différence entre le chiffre d'affaire et les coûts d'exploitation, mais plutôt à maximiser la rentabilité économique des investissements. Cette modélisation permet de traduire le modèle à bas coûts des concessionnaires forestiers en Afrique centrale, pour lesquels le financement de l'investissement et du fonctionnement de l'entreprise sont les principales contraintes (Ruiz Pérez *et al.* 2006). Une fois que les investissements industriels ont été décidés en début de rotation, le programme de l'exploitant est de maximiser son revenu d'exploitation, et s'inscrit donc dans la recherche de la meilleure rentabilité commerciale possible.

Une différence à souligner entre notre travail et les autres travaux en économie forestière est l'absence de prise en compte de choix intertemporels. Cela se justifie par le fonctionnement en AAC des concessions

forestières. Le seul type de choix intertemporel que l'exploitant pourrait être amené à faire serait d'arbitrer entre exploiter cet arbre une année donnée ou attendre de l'exploiter durant toute une rotation, et encore, en supposant que ce soit toujours son entreprise qui garde la concession à la rotation suivante. Avec des taux d'actualisation privés, et notamment ceux généralement pris en Afrique centrale, où l'instabilité institutionnelle et l'image négative associée aux activités d'exploitation forestière sont sources de risque accrus pour les investissements industriels (Ndjondo *et al.* 2014), il est raisonnable de penser que l'exploitant préférera systématiquement une exploitation immédiate à une exploitation retardée d'une rotation de 25 ans.

En revanche, les simulations manquent de réalisme en ce qui concerne le volume et la composition de la récolte. Les volumes exploités en première rotation, en moyenne de  $22.6 \pm 1.4 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$  sont significativement supérieurs aux valeurs observées en Afrique centrale, plus proches des  $15 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$  (Sonwa *et al.* 2011). Une partie de cet écart peut s'expliquer par le diamètre moyen des grumes récoltées qui, avec une valeur moyenne de  $104.7 \pm 1.1 \text{ cm}$ , est sensiblement plus élevé que les grumes généralement exploitées en Afrique centrale (autour de 90 cm). Une autre explication serait dans les équations allométriques utilisées, qui peuvent être différentes des tarifs de cubage et des coefficients de commercialisation utilisés par les exploitants forestiers. Les principales espèces exploitées sont l'Ayous, les Celtis d'Afrique *mildbraedii* et *zenkeri*, l'Essia, le Limba et le Sapelli. Si on retrouve bien les deux espèces phares de l'exploitation forestière en Afrique centrale, le Sapelli et l'Ayous, les autres espèces, bien que connues, sont beaucoup moins exploitées en réalité que ne le laissent penser les simulations. Là encore, une partie des explications de cet écart se trouve dans la particularité de la composition des forêts de M'Baïki : l'Ayous et le Sapelli couvrent 14 et 11 % des arbres potentiellement commercialisables, des proportions semblables à celles du Limba, Essia et Celtis d'Afrique *titzenkeri* (respectivement 13, 10 et 10 %). La calibration utilisée pour le prix des sciages et des grumes explique également en partie les écarts constatés. Les relations établies entre les caractéristiques technologiques et les prix ne prennent pas en compte certains paramètres technologiques comme la teneur en silice qui affecte souvent le Limba, notamment à M'Baïki (Fargeot *et al.* 2004), et le rend peu propice à l'exploitation. Par ailleurs, même si les propriétés de ces espèces sont publiques, elles ne sont pas systématiquement connues des acheteurs entraînant une faible demande.

En croisant 2 valeurs de superficie de concession et 2 valeurs de distance au port, nous avons simulé 4 types de concessions. Sans surprise, la distance au port a une forte influence sur l'exploitation forestière et les concessions plus proches des ports ont des valeurs plus élevées en termes d'intensité de coupe, de volume de production, de revenu d'exploitation et de taux de marge. L'influence est particulièrement forte sur les indicateurs économiques, du fait notamment du moindre coût du transport. On retrouve là le modèle classique de von Thünen, où la relation entre distance et rentabilité entraîne des



différences d'usages spatialisés (Angelsen 2007, Karsenty *et al.* 2008, pour des analyses plus détaillées du modèle de von Thünen appliqué aux concessions forestières en Afrique centrale). La superficie a également une influence sur les activités d'exploitation, qui se fait plus ressentir sur l'intensité et le volume de production, que sur le revenu d'exploitation et le taux de marge bien que pour toutes ces valeurs, des valeurs sensiblement plus élevées s'observent dans les grandes concessions que dans les petites concessions. L'explication est là-aussi assez logique, puisqu'à composition identique, l'exploitant d'une grande concession dispose d'une plus grande AAC et peut avoir une récolte où les proportions des arbres les plus précieux sont plus élevées que pour l'exploitant d'une plus petite concession.

#### IV.4.2 La rentabilité des concessions forestières en Afrique centrale diminue au cours du temps

Dans les simulations effectuées sans changement climatique, l'exploitation forestière sous aménagement s'accompagne d'une dégradation progressive des indicateurs économiques de l'entreprise et des indicateurs écologiques du peuplement forestier. Si l'intensité de coupe et le volume de production ne connaissent que de légères baisses de la première à la quatrième rotation, sur le plan économique en revanche, les baisses importantes projetées sur le revenu d'exploitation et le taux de marge nette traduisent bien une diminution de la rentabilité de l'exploitation forestière au cours du temps. L'exploitation forestière a des impacts sur le peuplement forestier, avec des modifications significatives de structure, de composition et de dynamique. Les forêts exploitées, par rapport aux forêts non exploitées, ont une moindre densité d'arbres, une moindre surface terrière et une moindre biomasse carbone. L'exploitation entraîne une accélération de la dynamique forestière, observable sur les trois processus de croissance, de mortalité et de recrutement. Sur le plan de la composition, l'exploitation s'effectue aux dépens des espèces NPLD et SB et en faveur des espèces P.

Dans les précédents travaux effectués sur la forêt de M'Baïki (Gourlet Fleury *et al.* 2013), l'exploitation forestière, d'une intensité de coupe allant de 2 à 9 arbres à l'hectare, entraînait une perte de surface de terrière allant de 1,5 à 10,6 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup> et une perte de biomasse allant de 27 à 298 t<sub>eq</sub>CO<sub>2</sub>. Les résultats obtenus dans nos simulations s'inscrivent bien dans ces intervalles avec des valeurs moyennes de 6.6±0.4 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup> pour la perte de surface terrière et 120±6.3 t<sub>eq</sub>CO<sub>2</sub> pour la perte de biomasse carbone. Au Gabon, Medjibe *et al.* (2011) ont montré qu'une exploitation sélective avec une intensité de coupe de 0,82 arbres à l'hectare (8,11 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>) conduisait à une baisse de 8,1 % de la biomasse forestière, soit 58.9 t<sub>eq</sub>CO<sub>2</sub> en termes de biomasse carbone. Nos résultats indiquent une valeur plus élevée, de 19.8 ±1 %, mais qui peut être associée à une plus forte intensité de coupe, de 1.6± 0.14 ha<sup>-1</sup>, et qui est cohérente avec des valeurs obtenues sur d'autres sites en Afrique centrale (Nitchu Tchidje *et al.* 2016, 20 % au Cameroun pour une intensité de 0,7 arbres à l'hectare).

L'accélération de la dynamique forestière provoquée par l'exploitation est également cohérente avec les résultats de Medjibe *et al.* (2014) qui montre, au Congo, que l'ouverture du milieu à laquelle conduit l'exploitation entraîne une hausse de la luminosité du sous-bois et conduit à de fortes augmentations de la croissance et du recrutement. Des observations semblables ont également été effectuées dans d'autres massifs forestiers tropicaux que l'Afrique centrale, notamment en Amazonie brésilienne où l'on peut même retrouver une hausse de la mortalité semblable à celle simulée après exploitation (Gourlet Fleury 1997, Blanc *et al.* 2009). L'impact de l'exploitation sélective sur le recrutement des arbres en forêts tropicales a été décrit avec plus de précision par Kariuki *et al.* (2006).

Le changement de composition associé à l'exploitation forestière, avec une abondance relative accrue des espèces P, aux dépens des espèces NPLD et SB, est cohérent avec de précédents résultats obtenus en Afrique centrale. Sur le site de M'Baïki, Gourlet-Fleury *et al.* (2013) ont montré un gradient d'abondance des espèces P en fonction d'une intensité croissante de perturbations (pas d'exploitation, exploitation, exploitation et dévitalisation). Gatti *et al.* (2015) montrent que l'exploitation sélective conduit à une diminution de la densité d'arbres au niveau du peuplement, s'accompagnant d'une expansion des espèces P. Les augmentations de croissance et de recrutement, notamment des espèces P, suite à l'exploitation forestière ont également été mises en évidence au Ghana (Duah Gyamfi *et al.* 2014), ainsi qu'en Amazonie (de Avila *et al.* 2017), et en Guyane française, sur un dispositif semblable à celui de M'Baïki, à Paracou (Delcamp *et al.* 2008).

Que les volumes commerciaux après la première rotation ne parviennent pas à récupérer le niveau qu'ils avaient avant l'exploitation n'est pas surprenant. Observée à de nombreuses reprises (Rozendaal *et al.* 2010, Putz *et al.* 2012, Gourlet Fleury *et al.* 2013, pour des références en Afrique centrale), cette baisse de volume s'inscrit dans la logique même de l'aménagement-concession (Fargeot *et al.* 2004). En théorie, passée la première rotation, ainsi que ses gros investissements pour l'ouverture et l'équipement de la forêt, et les gros volumes associés au bonus de forêt primaire, une exploitation pérenne pourrait se mettre en place avec de moindres coûts et de moindres volumes de production. Nos simulations montrent cependant que le déclin des activités de production ne se limite pas à la deuxième rotation, et s'accompagne d'une diminution de la rentabilité de l'exploitation au cours des rotations suivantes. Ce résultat peut s'expliquer par un étalement du bonus de forêt primaire : pendant plusieurs rotations, le revenu d'exploitation reste basé sur la récolte d'arbres particulièrement rémunérateurs, mais qui le sont de moins en moins, et qui ne peuvent être reconstitués en une rotation.

L'inscription de nos résultats dans les critiques de la durabilité de l'exploitation forestière tropicale n'est donc que partielle. Si nos résultats montrent bien que l'exploitation conduit à une dégradation graduelle du peuplement forestier, cette dégradation ne résulte pas d'une augmentation graduelle de l'intensité de coupe, comme le décrivent Zimmerman et Kormos (2012). Dans notre cas, en effet, la dégradation

se produit alors que l'intensité de coupe demeure à un faible niveau. Surtout, là où ces auteurs estiment que la dégradation se déclenche par un élargissement progressif des conditions de rentabilité à un nombre croissant d'arbres, dans notre cas, la dégradation du peuplement ne s'accompagne pas d'une augmentation de l'intensité de l'exploitation, mais s'accompagne au contraire d'un déclin des activités d'exploitation, y compris en terme de rentabilité. Ce résultat est d'autant plus marquant que notre modèle permet une prise en compte des phénomènes de changement d'espèces exploitées. La baisse de rentabilité s'observe alors même que les exploitants peuvent exploiter d'autres espèces que celles initialement exploitées.

La réponse à l'origine de cet écart est à chercher dans la valeur rémunératrice des arbres, comme le souligne Macpherson (2007). La cohérence qui existe entre nos simulations et ses résultats est d'ailleurs remarquable : en ayant développé lui-aussi un modèle bioéconomique de concession, appliqué en Amazonie, il montre à la fois une diminution similaire de la valeur économique des récoltes au cours du temps et les mêmes signes de dégradation progressive des peuplements forestiers, avec notamment une expansion des P dans un peuplement en déclin général. Les changements de structure et de composition déclenchés par l'exploitation forestière contribuent à raréfier les arbres les plus rémunérateurs, et par voie de conséquence à dégrader le bilan de la récolte.

#### **IV.4.3 Malgré une dégradation accrue des peuplements sur le long-terme, le changement climatique peut augmenter la rentabilité de l'exploitation forestière**

Nos simulations montrent que le changement climatique a, à long-terme, une influence forte sur la durabilité de l'exploitation forestière. Sur le plan écologique, les impacts sur le peuplement se cumulent à ceux de l'exploitation forestière. La densité d'arbres est ainsi encore plus réduite ; la dynamique forestière est encore plus accélérée ; et le basculement de la composition floristique en faveur des espèces P est encore plus marqué. Sur le plan économique, en revanche, les résultats sont très contrastés d'une simulation à l'autre : d'un côté, en quatrième rotation, l'exploitation est rendue impossible dans un nombre accru de simulations (jusqu'à 22.5 % des cas dans le RCP 8.5), du fait d'une trop forte diminution du nombre d'arbres commerciaux ; de l'autre, les exploitations pouvant se maintenir voient une nette amélioration des indicateurs économiques, avec des résultats d'exploitation doublés et une rentabilité accrue d'environ  $2.5 \pm 0.7$  points de marge, du fait notamment d'une augmentation du volume par arbre commercial. Pour la majorité des exploitations, le changement climatique conduit, à long-terme, à exacerber la tension entre la dimension économique et la dimension environnementale de l'exploitation, avec un contraste en apparence paradoxal entre des peuplements forestiers plus dégradés et des exploitations forestières plus rentables.

Ce paradoxe peut se résoudre en confrontant l'accélération de la dynamique forestière induite par le

4455 changement climatique, et la sélectivité de l'exploitation. L'intensité de coupe projetée sous change-  
4456 ment climatique, bien qu'elle augmente par rapport aux simulations correspondantes sans changement  
4457 climatique, reste très faible, en moyenne de  $1.5 \pm 0.09$  arbres à l'hectare. L'accélération de la dynamique  
4458 forestière, même si, au niveau du peuplement total, conduit à une dégradation de la structure, implique  
4459 une augmentation de la croissance qui va accroître la valeur rémunératrice de ces quelques arbres ré-  
4460 coltés.

4461 Nos résultats montrent que le changement climatique a un effet bien plus fort sur le peuplement fo-  
4462 restier que l'exploitation forestière. Une conclusion semblable peut se trouver chez Lucash *et al.* (2017),  
4463 dans son étude de la résilience de paysages forestiers au changement climatique, effectuée sur des forêts  
4464 tempérées aux États-Unis. L'augmentation de la production de bois sous l'influence du changement cli-  
4465 matique est un résultat retrouvé régulièrement dans les exercices de modélisation effectués au niveau  
4466 mondial, avec généralement une valeur de 30 % d'ici la fin du siècle (Tian *et al.* 2016). L'augmentation  
4467 de la production est principalement due à celle de la croissance des arbres elle-même provoquée par  
4468 l'augmentation de la température et de la concentration atmosphérique en CO<sub>2</sub> (Buongiorno 2015b).

#### 4469 **IV.4.4 Adapter l'aménagement forestier au changement climatique implique** 4470 **d'améliorer la compréhension et la régulation de l'exploitation forestière**

4471 Les résultats des simulations effectuées témoignent de la vulnérabilité des forêts exploitées en Afrique  
4472 centrale, et soulignent qu'il serait nécessaire de modifier les modèles d'aménagement actuels et de les  
4473 renouveler dans le cadre de stratégies d'adaptation au changement climatique. En cela, nos résultats  
4474 appuient l'argumentaire de Bele *et al.* (2015) sur la nécessité de dépasser la perception, encore domi-  
4475 nante en Afrique centrale, selon laquelle l'adaptation des de l'exploitation forestière au changement  
4476 climatique n'est pas une nécessité dans l'immédiat. Cette perception s'appuie sur la croyance que les  
4477 effets du changement climatique sont trop graduels ou à trop long-terme (Brown *et al.* 2010) ou que  
4478 la bonne gestion actuellement promue par l'aménagement serait suffisante, ce qui revient à supposer  
4479 que les forêts s'accommoderont des changements futurs comme elles l'ont fait des changements passés  
4480 (Spittlehouse et Stewart 2004). Nos résultats montrent que l'absence d'intervention, ou le scénario du  
4481 laisser-faire, conduit, dans le cas des concessions forestières, à accroître la vulnérabilité des forêts et ne  
4482 saurait constituer une option préférable à une stratégie active d'adaptation de la gestion des forêts.

4483 Même si l'attention est portée majoritairement sur les forêts tempérées et les forêts boréales, l'adap-  
4484 tation de la gestion des forêts tropicales au changement climatique est un enjeu de recherche de mieux  
4485 en mieux identifié et précisé (Locatelli *et al.* 2008; 2010). De nombreux travaux ont été et sont menés  
4486 pour anticiper les réponses des espèces et des écosystèmes aux climats futurs, préciser les actions adap-

tatives de gestion forestière, définir de nouvelles approches pour une prise de décision dans un contexte de fortes incertitudes et penser de nouveaux arrangements institutionnels (Innes *et al.* 2009, Keenan 2015, pour des revues). Sur le plan technique, les stratégies d'adaptation vont de la restauration des forêts dégradées à l'enrichissement des forêts en espèces ciblées en fonction des conditions futures sous changement climatique (Bele *et al.* 2015).

Dans ces différentes stratégies, la participation des exploitants forestiers est un facteur déterminant pour une mise en œuvre efficace des changements de pratiques (Nelson *et al.* 2016). Actuellement la compréhension des processus de prise de décision des gestionnaires forestiers reste également très lacunaire et limite l'élaboration d'une véritable « intelligence climatique » (Keenan 2015). Nos simulations suggèrent cependant que le changement climatique pourrait exacerber la tension existant au sein de l'aménagement des concessions forestières entre durabilité économique et durabilité environnementale (Karsenty et Gourlet-Fleury 2006). D'un point de vue strictement économique, nos résultats projettent un effet positif du changement climatique sur les exploitations forestières qui parviennent à se maintenir, quand bien même, d'un point de vue environnemental, l'effet est pleinement négatif. À la nécessité d'impliquer les concessionnaires forestiers s'ajoute donc la nécessité de définir des alternatives de gestion et de renouveler les modes de régulation. Dans tous les cas, cela implique de mieux comprendre le fonctionnement des concessions forestières, et de mieux anticiper les impacts futurs qu'aura le changement climatique sur ce fonctionnement. Cela passe notamment par une compréhension fine de la dynamique des choix d'exploitation.

Dans cette optique, plusieurs points d'amélioration du modèle proposé peuvent être mentionnés. La structure de coûts et la conception de l'outil industriel sont encore assez simplistes dans le modèle. Le réalisme économique et industriel pourrait être amélioré en mobilisant les outils d'optimisation sollicités en gestion forestière (Weintraub *et al.* 2007, Kaya *et al.* 2016), aux différentes étapes de production : opérations de récolte (Sessions 2007b, Ghajar et Najafi 2012), routes forestières (Sessions 2007a, Epstein *et al.* 2007), transport des bois (Olsson 2007, Lin *et al.* 2013).

Autre élément d'amélioration, la structure de coûts devrait être complétée des différentes taxes et impôts reposant sur les concessions forestières. Les régimes de taxation en Afrique centrale sont très diversifiés et peuvent porter sur différentes assiettes : la superficie de la concession, l'AAC, les tarifs de cubage, les volumes abattus, les volumes entrés en usine, les volumes transformés ou encore les volumes exportés (Karsenty 2010). Ces instruments en constituant autant d'éléments influençant les choix de récolte et de transformation des exploitants, sont par voie de conséquence, à même de modifier le bilan économique de l'exploitation et *in fine*, l'évolution du peuplement forestier exploité.

Un autre élément dans le modèle dont il faudrait relâcher l'hypothèse de stationnarité concerne les valeurs spécifiques des coûts de transformation et des prix des grumes et des sciages. L'approche que nous

avons utilisée reste frustrée et repose uniquement sur des relations statistiques établies à partir des propriétés technologiques des bois. D'autres paramètres devraient être pris en compte pour mieux saisir la valeur des bois, notamment la notion de qualité. Macpherson (2007) prend ainsi en compte les défauts de conformation et les arbres creux dans la détermination de la valeur marchande des arbres.

De manière générale, les paramètres économiques et technologiques, notamment les prix et les rendements industriels sont supposés au cours du temps, tout comme l'orientation générale vers l'export. Différentes théories du changement devraient être testées. Plusieurs axes de développement peuvent être envisagés à ce propos, dont notamment les couplages de modèles entre dynamique de végétation et marché du bois au niveau mondial, ainsi que les modèles d'équilibre partiel. Les études basées sur des couplages entre des modèles globaux de dynamique de végétation et des modèles du marché mondial du bois, projettent généralement une augmentation moindre de la demande comparée à celle de l'offre, conduisant à une diminution des prix du bois (Sohnngen et Tian 2016, Tian *et al.* 2016). Ces résultats récents confirment des conclusions anciennes que l'on peut retrouver dès les premières analyses de simulation menées aux États-Unis (Joyce *et al.* 1995, Sohnngen et Mendelsohn 1998), en Russie (Lelyakin *et al.* 1997), en Europe (Karjalainen *et al.* 2002), et au niveau mondial (Sohnngen *et al.* 2001, Perez Garcia *et al.* 2002), ainsi que par le GIEC dès son 3<sup>ème</sup> rapport d'évaluation (Gitay *et al.* 2001). Ces modèles s'appuient sur des couplages entre des modèles climatiques (Monier *et al.* 2015), des modèles de dynamique de végétation mondiale (Fisher *et al.* 2014) et des modèles de marché mondial des bois (Buongiorno 2015a), mais sont cependant largement basés sur les forêts plantées, et excluent la gestion des forêts naturelles (Kim *et al.* 2017). Par ailleurs, ces modèles sont très souvent empreints d'incertitudes et d'incohérences quant à la réponse des forêts à des changements de variable climatique sur le plan écologique, et l'évolution des changements d'usage des terres, des plantations forestières, des politiques d'atténuation ou de développement de la bioénergie (Kirilenko et Sedjo 2007). Parmi ces différences sources d'incertitudes, l'influence de la variabilité naturelle semble assez faible, exceptée en ce qui concerne les feux de forêts, tandis que les effets de la fertilisation du CO<sub>2</sub> semblent particulièrement influents (Kim *et al.* 2017). Même si les applications aux bois tropicaux restent encore rares et uniquement limitées aux questions de déforestation (Barbier *et al.* 1995, Chimeli *et al.* 2012, par exemple) ou de bois illégal (Li *et al.* 2008, par exemple), les modèles d'équilibre partiels des secteurs forestiers sont en plein développement (Latta *et al.* 2013, pour une revue) et constituent une piste prometteuse pour améliorer le réalisme économique du modèle proposé. De précédents travaux ont permis d'étudier l'influence que pouvaient avoir des changements de croissance économique, d'offre de bois ou de changements technologiques sur les marchés mondiaux des produits bois (Trømborg *et al.* 2000, par exemple), ou l'influence que pouvait avoir la demande d'un marché donné sur l'offre et la chaîne de valeur du bois tropical d'un autre pays (Terheggen 2010, par exemple, avec la Chine pour la demande et le Gabon pour l'offre). Les change-

4555 ments technologiques commencent aussi à être intégrés dans les modèles sur le marché mondial du bois  
4556 (Buongiorno et Zhu 2015).

4557 En reliant les prix et les technologies à des variables macroéconomiques, les scénarios de théorie  
4558 du changement permettraient également de simuler les modifications induites par le changement cli-  
4559 matique sur la partie économique du modèle. De la même manière que les Rcp sont des déclinaisons  
4560 biophysiques de scénarios standardisés de changement climatique pouvant être inclus dans des mo-  
4561 dèles de dynamique forestière, l'équivalent peut potentiellement être fait dans les modèles d'économie  
4562 forestière, avec les Trajectoires socio-économiques partagées (*Ssp, Shared Socioeconomic Pathways*), des  
4563 scénarios de référence décrivant des tendances alternatives plausibles d'évolution des sociétés et des  
4564 écosystèmes à l'échelle du siècle en l'absence ou en la présence de changement climatique ou de po-  
4565 litique climatique (O'Neill *et al.* 2014, Riahi *et al.* 2017). Ces scénarios peuvent être utilisés dans les  
4566 études sur les impacts du changement climatique et les options d'adaptation (van Ruijven *et al.* 2014).  
4567 Sur les forêts tropicales, de premiers travaux sont déjà disponibles en Amérique latine (Boit *et al.* 2016)  
4568 ainsi qu'en Amazonie brésilienne (Aguilar *et al.* 2016). Dans cette optique, les Ssp permettraient, via des  
4569 modèles de marchés du bois, de simuler l'évolution des prix et des caractéristiques des bois sous dif-  
4570 férents changements climatiques. Une fois ces évolutions intégrées dans le modèle d'entreprise, de la  
4571 même manière que les Rcp sont intégrés dans le modèle de dynamique forestière, l'étude de l'impact du  
4572 changement climatique sur le fonctionnement des concessions forestières serait nettement améliorée.

4573 Une telle stratégie soulève la question de la disponibilité des données, notamment économiques.  
4574 Même si des techniques de regroupement permettent de pallier certains problèmes de disponibilité  
4575 (Michinaka *et al.* 2011, par exemple), l'enjeu reste déterminant pour l'édification de ces modèles. La  
4576 mise en place d'enquêtes, d'observatoires et de dispositifs permanents d'observation sont des possibili-  
4577 tés à saisir sur le long-terme. À court-terme, plusieurs gisements de données déjà existants en Afrique  
4578 centrale pourraient être sollicités. Les administrations fiscales et forestières disposent de volumes de  
4579 données conséquents qui, malgré leur capacité à asseoir des études d'impact sur les activités d'exploita-  
4580 tion des concessionnaires, sont encore sous-valorisés (Cerutti *et al.* 2017, par exemple). Les entreprises  
4581 elles-mêmes disposent de quantités de données colossales, en termes de données d'inventaire forestier  
4582 commercial (Réjou Méchain *et al.* 2011, par exemple) mais aussi et surtout en termes de données de suivi  
4583 comptable et de traçabilité des grumes et des sciages commercialisés, notamment dans les progiciels de  
4584 gestion intégrée utilisés par les concessionnaires forestiers.

4585 La question de la durabilité intégrée en théorie dans les plans d'aménagement des concessions fores-  
4586 tière est depuis longtemps l'objet de débats constants et non consensuels, et plutôt que de viser un idéal  
4587 inatteignable, il vaut mieux se concentrer sur une amélioration continue des pratiques (Cerutti *et al.*

4588 2008, Nasi et Frost 2009). Nos travaux montrent cependant que le changement climatique est un nouvel  
4589 enjeu de durabilité forestière, et que sans adaptation, les pratiques actuelles, même sous aménagement,  
4590 conduiraient à une dégradation de l'état écologique des peuplements forestiers et à une dégradation  
4591 du bilan économique des entreprises forestières. La révision des plans d'aménagement est toujours un  
4592 enjeu délicat dans les relations entre les administrations publiques et les concessionnaires privés (Che-  
4593 valier et Pasquier 2011). Pour autant, nos résultats montrent que l'adaptation au changement climatique  
4594 fait incontestablement partie des raisons légitimes à leur révision. Plus généralement, l'adaptation au  
4595 changement climatique en appelant à réactualiser les pratiques de gestion durable des forêts et les mo-  
4596 dalités de régulation publique des exploitants forestiers, appelle aussi à renouveler le modèle futur des  
4597 forêts tropicales de production (Putz et Romero 2015).



## Bibliographie

- AFP : La branche Afrique du négociant en bois Rougier placé en redressement judiciaire. *Le Monde*, 2018. URL [https://www.lemonde.fr/afrique/article/2018/03/13/la-branche-afrique-du-negociant-en-bois-rougier-place-en-redressement-judiciaire\\_5270045\\_3212.html](https://www.lemonde.fr/afrique/article/2018/03/13/la-branche-afrique-du-negociant-en-bois-rougier-place-en-redressement-judiciaire_5270045_3212.html).
- A. P. D. AGUIAR, I. C. G. VIEIRA, T. O. ASSIS, E. L. DALLA-NORA, P. M. TOLEDO, R. A. OLIVEIRA SANTOS-JUNIOR, M. BATISTELLA, A. S. COELHO, E. K. SAVAGET, L. E. O. C. ARAGÃO, C. A. NOBRE et J. P. H. OMETTO : Land use change emission scenarios : anticipating a forest transition process in the Brazilian Amazon. *Global Change Biology*, 22(5):1821–1840, 2016. ISSN 1365-2486.
- C. D. ALLEN, D. D. BRESHEARS et N. G. McDOWELL : On underestimation of global vulnerability to tree mortality and forest die-off from hotter drought in the Anthropocene. *Ecosphere*, 6(8):1–55, 2015. ISSN 2150-8925.
- N. R. ALOYSIUS, J. SHEFFIELD, J. E. SAIIERS, H. LI et E. F. WOOD : Evaluation of historical and future simulations of precipitation and temperature in central Africa from CMIP5 climate models : Climate Change in Central Africa. *Journal of Geophysical Research : Atmospheres*, 121(1):130–152, 2016. ISSN 2169897X. URL <http://doi.wiley.com/10.1002/2015JD023656>.
- G. S. AMACHER : Corruption : A challenge for economists interested in forest policy design. *Journal of Forest Economics*, 12(2):85–89, 2006. ISSN 1104-6899. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1104689906000171>.
- G. S. AMACHER, M. OLLIKAINEN et E. KOSKELA : Corruption and forest concessions. *Journal of Environmental Economics and Management*, 63(1):92–104, 2012. ISSN 0095-0696. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0095069611000994>.
- A. ANGELSEN : *Forest Cover Change In Space And Time : Combining The Von Thunen And Forest Transition Theories*. Policy Research Working Papers. The World Bank, 2007. URL <https://elibrary.worldbank.org/doi/abs/10.1596/1813-9450-4117>.
- S. ASEFI NAJAFABADY et S. SAATCHI : Response of African humid tropical forests to recent rainfall anomalies. *Phil. Trans. R. Soc. B*, 368(1625):20120306, 2013. ISSN 0962-8436, 1471-2970. URL <http://rspb.royalsocietypublishing.org/content/368/1625/20120306>.
- E. B. BARBIER, N. BOCKSTAEL, J. C. BURGESS et I. STRAND : The Linkages between the Timber Trade and Tropical Deforestation—Indonesia. *World Economy*, 18(3):411–442, 1995. ISSN 1467-9701.
- N. BAYOL, F. ANQUETIL, C. BILE, A. BOLLEN, M. BOUSUQUET, B. CASTADOT, P. CERUTTI, J. AVIT KOUGAPE, M. LEBLANC, H. LESCUYER, Q. MEUNIER, E. MELET, A. PENELON, V. ROBLIGIO, R. TSANGA et C. VAUTRIN : Filière bois d'œuvre et gestion des forêts naturelles : les bois tropicaux et les forêts d'Afrique centrale face aux évolutions des marchés. In C. DE WASSEIGE, D. LOUPPE, F. JOHN, K. HEINER, B. BEDORET, D. DE BEAUFFORT et C. HALLEUX, eds : *Les forêts du Bassin du Congo - État des Forêts 2013*, p. 47–66. Weyrich Édition, Weyrich, Belgique, 2014.
- N. BAYOL, B. DEMARQUEZ, C. DE WASSEIGE, R. EBA'A ATYI, J.-F. FISHER, R. NASI, A. PASQUIER, X. ROSSIER, M. STEIL et C. VIVIEN : La gestion des forêts et la filière bois en Afrique centrale. In C. DE WASSEIGE, B. BEDORET, P. DE MARCKEN, B. DESCLÉE et N. BAYOL, eds : *Les forêts du Bassin du Congo - État des Forêts 2010*, p. 43–62. Weyrich Édition, Weyrich, Belgique, 2012.
- F. BEDEL, L. DURRIEU DE MADRON, B. DUPUY, V. FAVRICHON, V. MAÎTRE, A. BAR-HEN et P. NARBONI : *Dynamique de*

croissance dans des peuplements exploités et éclaircis de forêt dense africaine : le dispositif de M'Baïki en République Centrafricaine (1982-1995), vol. 1 de Série FORAFRI. CIRAD Forêt, Montpellier, France, 1998.

M. Y. BELE, D. J. SONWA et A.-M. TIANI : Adapting the Congo Basin forests management to climate change : Linkages among biodiversity, forest loss, and human well-being. *Forest Policy and Economics*, 50:1–10, 2015. ISSN 1389-9341. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1389934114000811>.

L. BLANC, M. ECHARD, B. HERAULT, D. BONAL, E. MARCON, J. CHAVE et C. BARALOTO : Dynamics of aboveground carbon stocks in a selectively logged tropical forest. *Ecological Applications*, 19(6):1397–1404, 2009. ISSN 1051-0761. URL <http://doi.wiley.com/10.1890/08-1572.1>.

T. BOGLE et G. C. van KOOTEN : Protecting Timber Supply on Public Land in Response to Catastrophic Natural Disturbance : A Principal-Agent Problem. *Forest Science*, 61(1):83–92, 2015.

A. BOIT, B. SAKSCHESKI, L. BOYSEN, A. CANO-CRESPO, J. CLEMENT, N. GARCIA-ALANIZ, K. KOK, M. KOLB, F. LANGERWISCH, A. RAMMIG, R. SACHSE, M. van EUPEN, W. von BLOH, D. CLARA ZEMP et K. THONICKE : Large-scale impact of climate change vs. land-use change on future biome shifts in Latin America. *Global Change Biology*, 22(11):3689–3701, 2016. ISSN 1365-2486.

M. BOSCOLO et J. R. VINCENT : Promoting Better Logging Practices in Tropical Forests : A Simulation Analysis of Alternative Regulations. *Land Economics*, 76(1):1–14, 2000. ISSN 0023-7639. URL <http://www.jstor.org/stable/3147253>.

D. B. BOTKIN, J. F. JANAK et J. R. WALLIS : Some Ecological Consequences of a Computer Model of Forest Growth. *Journal of Ecology*, 60(3):849–872, 1972. ISSN 0022-0477. URL <http://www.jstor.org/stable/2258570>.

H. C. P. BROWN, J. N. NKEM, D. J. SONWA et Y. BELE : Institutional adaptive capacity and climate change response in the Congo Basin forests of Cameroon. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 15(3):263–282, 2010. ISSN 1381-2386, 1573-1596. URL <https://link.springer.com/article/10.1007/s11027-010-9216-3>.

J. BUONGIORNO : Global modelling to predict timber production and prices : the GFPM approach. *Forestry : An International Journal of Forest Research*, 88(3):291–303, 2015a. ISSN 0015-752X. URL <https://academic.oup.com/forestry/article/88/3/291/677341/Global-modelling-to-predict-timber-production-and>.

J. BUONGIORNO : Modeling some long-term implications of CO2 fertilization for global forests and forest industries. *Forest Ecosystems*, 2(1):29, 2015b. ISSN 2197-5620. URL <https://link.springer.com/article/10.1186/s40663-015-0054-3>.

J. BUONGIORNO et B. R. MICHIE : A Matrix Model of Uneven-Aged Forest Management. *Forest Science*, 26(4):609–625, 1980.

J. BUONGIORNO et S. ZHU : Technical change in forest sector models : the global forest products model approach. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 30(1):30–48, 2015. ISSN 0282-7581. URL <http://dx.doi.org/10.1080/02827581.2014.957238>.

H. CASWELL : *Matrix Population Models : Construction, Analysis, and Interpretation*. Sinauer Associates, Sunderland, United States of America, 2001.

P. CERUTTI, R. NASI et L. TACCONI : Sustainable Forest Management in Cameroon Needs More than Approved Forest Management Plans. *Ecology and Society*, 13(2), 2008. ISSN 1708-3087. URL <https://consecol.org/vol13/iss2/art36/main.html>.

4674 P. O. CERUTTI, D. SURYADARMA, R. NASI, É. FORNI, V. MEDJIBE, S. DELION et D. BASTIN : The impact of forest  
 4675 management plans on trees and carbon : Modeling a decade of harvesting data in Cameroon. *Journal of Fo-*  
 4676 *rest Economics*, 27:1–9, 2017. ISSN 1104-6899. URL [http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/](http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1104689917300314)  
 4677 [S1104689917300314](http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1104689917300314).

4678 J. CHAVE, M. RÉJOU-MÉCHAIN, A. BÚRQUEZ, E. CHIDUMAYO, M. S. COLGAN, W. B. DELITTI, A. DUQUE, T. EID, P. M.  
 4679 FEARNSIDE, R. C. GOODMAN, M. HENRY, A. MARTÍNEZ-YRÍZAR, W. A. MUGASHA, H. C. MULLER-LANDAU, M. MEN-  
 4680 CUCCINI, B. W. NELSON, A. NGOMANDA, E. M. NOGUEIRA, E. ORTIZ-MALAVASSI, R. PÉLISSIER, P. PLOTON, C. M. RYAN,  
 4681 J. G. SALDARRIAGA et G. VIEILLEDENT : Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tro-  
 4682 pical trees. *Global Change Biology*, 2014. ISSN 1365-2486.

4683 J.-F. CHEVALIER et A. PASQUIER : Après dix années de gestion, déroulement et enseignements issus de la révision  
 4684 d'un plan d'aménagement forestier en République Centrafricaine. *Bois et Forêts des Tropiques*, 310:25–41, 2011.  
 4685 ISSN 0006-579X. URL [http://bft.cirad.fr/revues/notice\\_fr.php?dk=563664](http://bft.cirad.fr/revues/notice_fr.php?dk=563664).

4686 A. B. CHIMELI, R. G. BOYD et D. M. ADAMS : International timber markets and tropical deforestation : the evidence  
 4687 from prices. *Applied Economics*, 44(10):1303–1314, 2012. ISSN 0003-6846. URL [http://dx.doi.org/10.1080/](http://dx.doi.org/10.1080/00036846.2010.539545)  
 4688 [00036846.2010.539545](http://dx.doi.org/10.1080/00036846.2010.539545).

4689 M. CIFUENTES JARA, M. HENRY, M. RÉJOU-MÉCHAIN, C. WAYSON, M. ZAPATA-CUARTAS, D. PIOTTO, F. ALICE GUIER,  
 4690 H. CASTAÑEDA LOMBIS, E. CASTELLANOS LÓPEZ, R. CUENCA LARA, K. CUEVA ROJAS, J. DEL ÁGUILA PASQUEL,  
 4691 A. DUQUE MONTOYA, J. FERNÁNDEZ VEGA, A. JIMÉNEZ GALO, O. R. LÓPEZ, L. G. MARKLUND, J. M. MICHEL FUENTES,  
 4692 F. MILLA, J. d. J. NÁVAR CHAIDEZ, E. ORTIZ MALAVASSI, J. PÉREZ, C. RAMÍREZ ZEA, L. RANGEL GARCÍA, R. RUBI-  
 4693 LAR PONS, L. SAINT-ANDRÉ, C. SANQUETTA, C. SCOTT et J. WESTFALL : Guidelines for documenting and reporting  
 4694 tree allometric equations. *Annals of Forest Science*, 72(6):763–768, 2015. ISSN 1286-4560, 1297-966X. URL  
 4695 <https://link.springer.com/article/10.1007/s13595-014-0415-z>.

4696 F. CLAEYS, S. GOURLET-FLEURY, N. PICARD, D.-Y. OUÉDRAOGO, M. G. TADESSE, B. HÉRAULT, F. BAYA et F. MORTIER :  
 4697 Climate change would lead to a sharp acceleration of Central African forests dynamics by the end of the century.  
 4698 AgroParisTech, Paris ; CIRAD, Montpellier, soumis.

4699 P. M. COX, R. A. BETTS, M. COLLINS, P. P. HARRIS, C. HUNTINGFORD et C. D. JONES : Amazonian forest dieback under  
 4700 climate-carbon cycle projections for the 21st century. *Theoretical and Applied Climatology*, 78(1-3):137–156, 2004.  
 4701 ISSN 0177-798X, 1434-4483. URL <https://link.springer.com/article/10.1007/s00704-004-0049-4>.

4702 A. L. de AVILA, G. SCHWARTZ, A. R. RUSCHEL, J. d. C. LOPES, J. N. M. SILVA, J. O. P. d. CARVALHO, C. F. DORMANN,  
 4703 L. MAZZEI, M. H. M. SOARES et J. BAUHUS : Recruitment, growth and recovery of commercial tree species over  
 4704 30years following logging and thinning in a tropical rain forest. *Forest Ecology and Management*, 385:225–235,  
 4705 2017. ISSN 0378-1127. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112716304935>.

4706 C. de WASSEIGE, M. MARSHALL, G. MAHÉ et A. LARAQUE : Interactions entre les caractéristiques climatiques et les  
 4707 forêts. In C. DE WASSEIGE, M. TADOUM, R. EBA'A ATYI et C. DOUMENGE, eds : *Les forêts du Bassin du Congo : forêts et*  
 4708 *changements climatiques*, chap. 3. Weyrich, Belgique, 2015.

4709 L. DEBROUX : *L'aménagement des forêts tropicales fondé sur la gestion des populations d'arbres : l'exemple du moabi*  
 4710 *(Baillonella toxisperma Pierre) dans la forêt du Dja, Cameroun*. Thèse de doctorat, Faculté universitaire des sciences  
 4711 agronomiques de Gembloux, 1998.

4712 M. DELCAMP, S. GOURLET-FLEURY, O. FLORES et E. GARNIER : Can functional classification of tropical trees predict  
 4713 population dynamics after disturbance? *Journal of Vegetation Science*, 19(2):209–220, 2008. ISSN 1100-9233.  
 4714 URL <http://www.bioone.org/doi/abs/10.3170/2008-8-18360>.

4715 N. S. DIFFENBAUGH et F. GIORGI : Climate change hotspots in the CMIP5 global climate model ensemble. *Climatic*  
 4716 *Change*, 114(3-4):813–822, 2012. ISSN 0165-0009, 1573-1480. URL [https://link.springer.com/article/10.](https://link.springer.com/article/10.1007/s10584-012-0570-x)  
 4717 [1007/s10584-012-0570-x](https://link.springer.com/article/10.1007/s10584-012-0570-x).

4718 A. DOSIO : Projection of temperature and heat waves for Africa with an ensemble of CORDEX Regional Climate  
 4719 Models. *Climate Dynamics*, 49(1-2):493–519, 2017. ISSN 0930-7575, 1432-0894. URL [https://link.springer.](https://link.springer.com/article/10.1007/s00382-016-3355-5)  
 4720 [com/article/10.1007/s00382-016-3355-5](https://link.springer.com/article/10.1007/s00382-016-3355-5).

4721 T. W. DOYLE : The Role of Disturbance in the Gap Dynamics of a Montane Rain Forest : An Application of a Tropical  
 4722 Forest Succession Model. In *Forest Succession*, Springer Advanced Texts in Life Sciences, p. 56–73. Springer, New  
 4723 York, NY, 1981. ISBN 978-1-4612-5952-7 978-1-4612-5950-3. URL [https://link.springer.com/chapter/10.](https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-1-4612-5950-3_6)  
 4724 [1007/978-1-4612-5950-3\\_6](https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-1-4612-5950-3_6).

4725 A. Duah GYAMFI, E. K. SWAINE, K. A. ADAM, M. A. PINARD et M. D. SWAINE : Can harvesting for timber in tropical  
 4726 forest enhance timber tree regeneration? *Forest Ecology and Management*, 314:26–37, 2014. ISSN 0378-1127. URL  
 4727 <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112713007809>.

4728 L. DURRIEU DE MADRON, É. FORNI, A. KARSENTY, M. É. LOFFIEIER et J.-M. PIERRE : *Le projet d'aménagement pilote intégré*  
 4729 *de Dimako, Cameroun*. Num. 7 de Série FORAFRI. CIRAD-Forêt, Montpellier, 1998. URL [http://agritrop.](http://agritrop.cirad.fr/315218/)  
 4730 [cirad.fr/315218/](http://agritrop.cirad.fr/315218/).

4731 R. EBA'A ATYI, E. LOH CHIA et A. S. PÉREZ-TERÁN : Vulnérabilité et adaptation des forêts et des communautés en  
 4732 Afrique centrale. In C. DE WASSEIGE, M. TADOUM, R. EBA'A ATYI et C. DOUMENGE, eds : *Les forêts du Bassin du*  
 4733 *Congo : forêts et changements climatiques*, chap. 4. Weyrich, Belgique, 2015.

4734 S. EGGLESTON, L. BUENDIA, K. MIWA, T. NGARA et K. TANABE : Agriculture, forestry and other land use. In *2006 IPCC*  
 4735 *guidelines for national greenhouse gas inventories*, vol. 4. IPCC National Greenhouse Gas Inventories Programme,  
 4736 Geneva, Switzerland, 2006.

4737 R. EPSTEIN, M. RÖNNQVIST et A. WEINTRAUB : Forest Transportation. In *Handbook Of Operations Research In Natural*  
 4738 *Resources*, International Series In Operations Research amp ; Mana, p. 391–403. Springer, Boston, MA, 2007.  
 4739 ISBN 978-0-387-71814-9 978-0-387-71815-6. URL [https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-0-](https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-0-387-71815-6_20)  
 4740 [387-71815-6\\_20](https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-0-387-71815-6_20).

4741 C. FARGEOT, E. FORNI et R. NASI : Réflexions sur l'aménagement des forêts de production dans le bassin du Congo.  
 4742 *Bois et Forêts des Tropiques*, 281:19–34, 2004. ISSN 0006-579X. URL <http://agritrop.cirad.fr/520702/>.

4743 S. FAUSET, T. R. BAKER, S. L. LEWIS, T. R. FELDPAUSCH, K. AFFUM-BAFFOE, E. G. FOLI, K. C. HAMER et M. D. SWAINE :  
 4744 Drought-induced shifts in the floristic and functional composition of tropical forests in Ghana. *Ecology Letters*,  
 4745 15(10):1120–1129, 2012. ISSN 1461023X. URL <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1461-0248.2012.01834.x>.

4746 R. FEW, A. MARTIN et N. GROSS-CAMP : Trade-offs in linking adaptation and mitigation in the forests of the Congo  
 4747 Basin. *Regional Environmental Change*, 17(3):851–863, 2017. ISSN 1436-3798, 1436-378X. URL [https://link.](https://link.springer.com/article/10.1007/s10113-016-1080-6)  
 4748 [springer.com/article/10.1007/s10113-016-1080-6](https://link.springer.com/article/10.1007/s10113-016-1080-6).

4749 R. FISCHER, F. BOHN, M. Dantas de PAULA, C. DISLICH, J. GROENEVELD, A. G. GUTIÉRREZ, M. KAZMIERCZAK, N. KNAPP,

- S. LEHMANN, S. PAULICK, S. PÜTZ, E. RÖDIG, F. TAUBERT, P. KÖHLER et A. HUTH : Lessons learned from applying a forest gap model to understand ecosystem and carbon dynamics of complex tropical forests. *Ecological Modelling*, 326:124–133, 2016. ISSN 0304-3800. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304380015005505>.
- J. B. FISHER, D. N. HUNTZINGER, C. R. SCHWALM et S. SITCH : Modeling the Terrestrial Biosphere. *Annual Review of Environment and Resources*, 39(1):91–123, 2014. URL <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-012913-093456>.
- T. S. FREDERICKSEN et F. E. PUTZ : Silvicultural intensification for tropical forest conservation. *Biodiversity and Conservation*, 12(7):1445–1453, 2003.
- R. C. GATTI, S. CASTALDI, J. A. LINDSELL, D. A. COOMES, M. MARCHETTI, M. MAESANO, A. D. PAOLA, F. PAPARELLA et R. VALENTINI : The impact of selective logging and clearcutting on forest structure, tree diversity and above-ground biomass of African tropical forests. *Ecological Research*, 30(1):119–132, 2015. ISSN 0912-3814, 1440-1703. URL <https://link.springer.com/article/10.1007/s11284-014-1217-3>.
- I. GHAJAR et A. NAJAFI : Evaluation of harvesting methods for Sustainable Forest Management (SFM) using the Analytical Network Process (ANP). *Forest Policy and Economics*, 21:81–91, 2012. ISSN 1389-9341. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1389934112000056>.
- F. GIORGI, C. JONES et G. R. ASRAR : Addressing climate information needs at the regional level : the cordex framework. *World Meteorological Organization (WMO) Bulletin*, 58(3):175, 2009.
- H. GITAY, S. BROWN, W. EASTERLING, B. JALLOW, J. ANTLE, M. J. APPS, R. BEAMISH, T. CHAPIN, W. CRAMER, J. FRANGI, J. LAINE, L. ERDA, J. MAGNUSON, I. NOBLE, J. PRICE, T. PROWSE, T. ROOT, E. SCHULZE, O. SIROTENKO, B. SOHNGEN et J. SOUSSANA : Ecosystems and their goods and services. In *Climate Change 2001 : Impacts, Adaptation and Vulnerability : contribution of Working Group II to the third assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.*, p. 1032. Cambridge University Press, 2001. ISBN 978-0-521-01500-4. URL <http://www.cfs.nrcan.gc.ca/publications/?id=23774>.
- R. GIUDICE, B. S. SOARES-FILHO, F. MERRY, H. O. RODRIGUES et M. BOWMAN : Timber concessions in Madre de Dios : Are they a good deal? *Ecological Economics*, 77:158–165, 2012. ISSN 0921-8009. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0921800912000882>.
- S. Gourlet FLEURY : *Modélisation individuelle spatialement explicite de la dynamique d'un peuplement de forêt dense tropicale humide (dispositif de Paracou - Guyane française)*. Thèse de doctorat, Lyon 1, 1997. URL <http://www.theses.fr/1997LY010298>.
- S. GOURLET-FLEURY, D. BEINA, A. FAYOLLE, D. Y. OUÉDRAOGO, F. MORTIER, F. BÉNÉDET, D. CLOSSET-KOPP et G. DECOCQ : Silvicultural disturbance has little impact on tree species diversity in a Central African moist forest. *Forest Ecology and Management*, 304:322–332, 2013.
- S. Gourlet FLEURY, F. MORTIER, A. FAYOLLE, F. BAYA, D. OUÉDRAOGO, F. BÉNÉDET et N. PICARD : Tropical forest recovery from logging : a 24 year silvicultural experiment from Central Africa. *Phil. Trans. R. Soc. B*, 368(1625):20120302, 2013. ISSN 0962-8436, 1471-2970. URL <http://rstb.royalsocietypublishing.org/content/368/1625/20120302>.
- J. A. GRAY : *Forest Concession Policies and Revenue Systems : Country Experience and Policy Changes for Sustainable*

4788 *Tropical Forestry*. Washington, DC : World Bank, 2002. ISBN 978-0-8213-5170-3.

4789 M. R. GUARIGUATA, J. P. CORNELIUS, B. LOCATELLI, C. FORNER et G. A. SÁNCHEZ-AZOFEIFA : Mitigation needs adapta-  
 4790 tion : Tropical forestry and climate change. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 13(8):793–808,  
 4791 2008. ISSN 1381-2386, 1573-1596. URL <https://link.springer.com/article/10.1007/s11027-007-9141-2>.

4792 M. GUARIGUATA, B. LOCATELLI et F. HAUPT : Adapting Tropical Production Forests to Global Climate Change :  
 4793 Risk Perceptions and Actions. *International Forestry Review*, 14(1):27–38, 2012. ISSN 1465-5489. URL <http://www.bioone.org/doi/abs/10.1505/146554812799973226>.

4794

4795 J. GÉRARD, D. GUIBAL, S. PARADIS, M. VERNAY, J. BEAUCHÊNE, L. BRANCHERIAU, I. CHÂLON, C. DAIGREMONT, P. DÉ-  
 4796 TIENNE, D. FOUQUET, P. LANGBOUR, S. LOTTE, M.-F. THÉVENON, C. MÉJEAN et A. THIBAUT : Tropix 7, 2011. URL  
 4797 <http://tropix.cirad.fr/en>.

4798 A. HAENSLER, F. SAEED et D. JACOB : Assessing the robustness of projected precipitation changes over central Africa  
 4799 on the basis of a multitude of global and regional climate projections. *Climatic Change*, 121(2):349–363, 2013.  
 4800 ISSN 0165-0009, 1573-1480. URL <https://link.springer.com/article/10.1007/s10584-013-0863-8>.

4801 J. S. HALL, D. J. HARRIS, V. MEDJIBE et P. M. S. ASHTON : The effects of selective logging on forest structure and tree  
 4802 species composition in a Central African forest : implications for management of conservation areas. *Forest Eco-  
 4803 logy and Management*, 183(1):249–264, 2003. ISSN 0378-1127. URL [http://www.sciencedirect.com/science/  
 4804 article/pii/S0378112703001075](http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112703001075).

4805 C. P. HANSEN et J. F. LUND : The political economy of timber taxation : The case of Ghana. *Forest Policy and  
 4806 Economics*, 13(8):630–641, 2011. ISSN 1389-9341. URL [http://www.sciencedirect.com/science/article/  
 4807 pii/S138993411100092X](http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S138993411100092X).

4808 W. HAWTHORNE : Ecological profiles of ghanaian forest trees. *Tropical Forestry Papers*, 29, 1995.

4809 M. HENRY, A. BESNARD, W. ASANTE, J. ESHUN, S. ADU-BREDU, R. VALENTINI, M. BERNOUX et L. SAINT-ANDRÉ : Wood  
 4810 density, phytomass variations within and among trees, and allometric equations in a tropical rainforest of Africa.  
 4811 *Forest Ecology and Management*, 260(8):1375–1388, 2010.

4812 M. HENRY, A. BOMBELLI, C. TROTTA, A. ALESSANDRINI, L. BIRIGAZZI, G. SOLA, G. VIEILLEDENT, P. SANTENOISE, F. LON-  
 4813 GUETAUD, R. VALENTINI, N. PICARD et L. SAINT-ANDRÉ : GlobAllomeTree : international platform for tree allometric  
 4814 equations to support volume, biomass and carbon assessment. *iForest - Biogeosciences and Forestry*, 6(6):326, 2013.  
 4815 ISSN 1971-7458. URL <http://www.sisef.it/iforest/contents/?id=ifor0901-006>.

4816 A. HUTH : *The rain forest growth model FORMIX3 : model description and analysis of forest growth and logging scenarios  
 4817 for the Deramakot forest reserve (Malaysia)*. E. Goltze, Göttingen, 1998. ISBN 978-3-88452-385-8.

4818 A. HUTH et T. DITZER : Long-term impacts of logging in a tropical rain forest — a simulation study. *Forest Ecology and  
 4819 Management*, 142(1):33–51, 2001. ISSN 0378-1127. URL [http://www.sciencedirect.com/science/article/  
 4820 pii/S0378112700003388](http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112700003388).

4821 A. HÄENSLER, F. SAEED et D. JACOB : Assessment of projected climate change signals over central Africa based on  
 4822 a multitude of global and regional climate projections. In A. HÄENSLER, D. JACOB, P. KABAT et F. LUDWIG, édés :  
 4823 *Climate Change Scenarios for the Congo Basin*, vol. 11 de *Climate Service Centre Report*. Climate Service Centre,  
 4824 Hamburg, Germany, 2013.

4825 J. INNES, L. A. JOYCE, S. KELLOMÄKI, B. LOUMAN, A. OGDEN, J. A. PARROTTA, I. THOMPSON, M. AYRES, C. ONG, H. SAN-

4826 TOSO, B. SOHNGEN et A. WREFORD : Management for adaptation. In R. SEPPÄLÄ, A. BUCK et P. KATILA, eds : *Adapta-*  
4827 *tion of forests and people to climate change : a global assessment report*. IUFRO, 2009. ISBN 978-3-901347-80-1. URL  
4828 <https://cgspace.cgiar.org/handle/10568/20168>.

4829 ITTO : *Biennial review and assessment of the world timber situation 2015-2016*. Itto, Yokohama, Japan, 2017. URL  
4830 [http://www.itto.int/annual\\_review/](http://www.itto.int/annual_review/).

4831 R. JAMES et R. WASHINGTON : Changes in African temperature and precipitation associated with degrees of global  
4832 warming. *Climatic Change*, 117(4):859–872, 2013. ISSN 0165-0009, 1573-1480. URL [http://link.springer.](http://link.springer.com/10.1007/s10584-012-0581-7)  
4833 [com/10.1007/s10584-012-0581-7](http://link.springer.com/10.1007/s10584-012-0581-7).

4834 C. JONES, F. GIORGI et G. ASRAR : The coordinated regional downscaling experiment : Cordex, an international  
4835 downscaling link to cmip5. *CLIVAR exchanges*, 16(2):34–40, 2011.

4836 L. A. JOYCE, J. R. MILLS, L. S. HEATH, A. D. MCGUIRE, R. W. HAYNES et R. A. BIRDSEY : Forest Sector Impacts from  
4837 Changes in Forest Productivity Under Climate Change. *Journal of Biogeography*, 22(4/5):703–713, 1995. ISSN  
4838 0305-0270. URL <http://www.jstor.org/stable/2845973>.

4839 L. KAMMESHEIDT, P. KOHLER et A. HUTH : Sustainable timber harvesting in Venezuela : a modelling approach. *Journal*  
4840 *of Applied Ecology*, 38(4):756–770, 2001. ISSN 0021-8901, 1365-2664. URL [http://doi.wiley.com/10.1046/j.](http://doi.wiley.com/10.1046/j.1365-2664.2001.00629.x)  
4841 [1365-2664.2001.00629.x](http://doi.wiley.com/10.1046/j.1365-2664.2001.00629.x).

4842 M. KARIUKI, R. M. KOOYMAN, R. G. B. SMITH, G. WARDELL-JOHNSON et J. K. VANCLAY : Regeneration changes in tree  
4843 species abundance, diversity and structure in logged and unlogged subtropical rainforest over a 36-year period.  
4844 *Forest Ecology and Management*, 236(2):162–176, 2006. ISSN 0378-1127. URL [http://www.sciencedirect.com/](http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112706008735)  
4845 [science/article/pii/S0378112706008735](http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112706008735).

4846 T. KARJALAINEN, A. PUSSINEN, J. LISKI, G.-J. NABUURS, M. ERHARD, T. EGGERS, M. SONNTAG et G. M. J. MOHREN : An  
4847 approach towards an estimate of the impact of forest management and climate change on the European forest  
4848 sector carbon budget : Germany as a case study. *Forest Ecology and Management*, 162(1):87–103, 2002. ISSN  
4849 0378-1127. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S037811270200052X>.

4850 A. KARSENTY : Forest Taxation Regime for Tropical Forests : Lessons from Central Africa. *International Forestry*  
4851 *Review*, 12(2):121–129, 2010. ISSN 1465-5489. URL [http://www.bioone.org/doi/abs/10.1505/ifor.12.2.](http://www.bioone.org/doi/abs/10.1505/ifor.12.2.121)  
4852 [121](http://www.bioone.org/doi/abs/10.1505/ifor.12.2.121).

4853 A. KARSENTY : The World Bank's endeavours to reform the forest concessions' regime in Central Africa : Lessons  
4854 from 25 years of efforts. *International Forestry Review*, 18(S1), 2016. ISSN 1465-5489. URL [http://agritrop.](http://agritrop.cirad.fr/582059/)  
4855 [cirad.fr/582059/](http://agritrop.cirad.fr/582059/).

4856 A. KARSENTY : La crise de la filière européenne du bois tropical en Afrique centrale. *Willag-*  
4857 *ri*, 2018. URL [http://www.willagri.com/2018/06/28/la-crise-de-la-filiere-europeenne-du-bois-](http://www.willagri.com/2018/06/28/la-crise-de-la-filiere-europeenne-du-bois-tropical-en-afrique-centrale/)  
4858 [tropical-en-afrique-centrale/](http://www.willagri.com/2018/06/28/la-crise-de-la-filiere-europeenne-du-bois-tropical-en-afrique-centrale/).

4859 A. KARSENTY, I. G. DRIGO, M.-G. PIKETTY et B. SINGER : Regulating industrial forest concessions in Central Africa  
4860 and South America. *Forest Ecology and Management*, 256(7):1498–1508, 2008. ISSN 0378-1127. URL [http:](http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112708005471)  
4861 [//www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112708005471](http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112708005471).

4862 A. KARSENTY et S. GOURLET-FLEURY : Assessing Sustainability of Logging Practices in the Congo Basin's Managed  
4863 Forests : the Issue of Commercial Species Recovery. *Ecology and Society*, 11(1), 2006. ISSN 1708-3087. URL

<https://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss1/art26/main.html>.

A. KAYA, P. BETTINGER, K. BOSTON, R. AKBULUT, Z. UCAR, J. SIRY, K. MERRY et C. CIESZEWSKI : Optimisation in Forest Management. *Current Forestry Reports*, 2(1):1–17, 2016. ISSN 2198-6436. URL <https://link.springer.com/article/10.1007/s40725-016-0027-y>.

R. J. KEENAN : Climate change impacts and adaptation in forest management : a review. *Annals of Forest Science*, 72(2):145–167, 2015. ISSN 1286-4560, 1297-966X. URL <https://link.springer.com/article/10.1007/s13595-014-0446-5>.

J. B. KIM, E. MONIER, B. SOHNGEN, G. S. PITTS, R. DRAPEK, J. MCFARLAND, SARA OHREL et J. COLE : Assessing climate change impacts, benefits of mitigation, and uncertainties on major global forest regions under multiple socioeconomic and emissions scenarios. *Environmental Research Letters*, 12(4):045001, 2017. ISSN 1748-9326. URL <http://stacks.iop.org/1748-9326/12/i=4/a=045001>.

A. P. KIRILENKO et R. A. SEDJO : Climate change impacts on forestry. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(50):19697–19702, 2007. ISSN 0027-8424, 1091-6490. URL <http://www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.0701424104>.

O.-P. KUUSELA : *Three Essays in Natural Resource and Environmental Economics*. Thèse de doctorat, Faculty of the Virginia Polytechnic Institute and State University, 2013. URL <https://vtechworks.lib.vt.edu/handle/10919/50508>.

O.-P. KUUSELA et G. S. AMACHER : A Review of Performance Bonding in Forest Policy Settings. *Current Forestry Reports*, 2(3):189–200, 2016. ISSN 2198-6436. URL <https://link.springer.com/article/10.1007/s40725-016-0043-y>.

P. KÖHLER et A. HUTH : The effects of tree species grouping in tropical rainforest modelling : Simulations with the individual-based model Formind. *Ecological Modelling*, 109(3):301–321, 1998. ISSN 0304-3800. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304380098000660>.

P. KÖHLER et A. HUTH : Simulating growth dynamics in a South-East Asian rainforest threatened by recruitment shortage and tree harvesting. *Climatic Change*, 67(1):95–117, 2004. ISSN 0165-0009, 1573-1480. URL <https://link.springer.com/article/10.1007/s10584-004-0713-9>.

G. LAHOREAU, N. PICARD et S. GOURLET-FLEURY : Grouping species to model forest dynamics : a case study of a forest in the Central African Republic. *Bois et Forêts des Tropiques*, 271:89–100, 2002. ISSN 0006-579X. URL <http://agritrop.cirad.fr/486470/>.

G. S. LATTA, H. K. SJØLIE et B. SOLBERG : A review of recent developments and applications of partial equilibrium models of the forest sector. *Journal of Forest Economics*, 19(4):350–360, 2013. ISSN 1104-6899. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1104689913000287>.

A. L. LELYAKIN, A. O. KOKORIN et I. M. NAZAROV : VULNERABILITY OF RUSSIAN FORESTS TO CLIMATE CHANGES. MODEL ESTIMATION OF CO<sub>2</sub> FLUXES. *Climatic Change*, 36(1-2):123–133, 1997. ISSN 0165-0009, 1573-1480. URL <https://link.springer.com/article/10.1023/A:1005361928435>.

R. LI, J. BUONGIORNO, J. A. TURNER, S. ZHU et J. PRESTEMON : Long-term effects of eliminating illegal logging on the world forest industries, trade, and inventory. *Forest Policy and Economics*, 10(7):480–490, 2008. ISSN 1389-9341. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1389934108000282>.



- 4902 P. LIN, M. CONTRERAS, J. ZHANG et W. CHUNG : Applying ant colony optimization to solve constrained forest trans-  
 4903 portation planning problems. In *Council on Forest Engineering Annual Meeting, Missoula, Montana*, 2013. URL  
 4904 [http://web1.cnre.vt.edu/forestry/cofe/documents/2013/Lin\\_Contreras\\_Zhang\\_Chung.pdf](http://web1.cnre.vt.edu/forestry/cofe/documents/2013/Lin_Contreras_Zhang_Chung.pdf).
- 4905 B. LOCATELLI, M. BROCKHAUS, A. BUCK, I. THOMPSON, C. BAHAMONDEZ, T. MURDOCK, R. GEOFF et J. A. WEBBE : Forests  
 4906 and adaptation to climate change : Challenges and opportunities. In *Forests and society : responding to global  
 4907 drivers of change* / Mery Gerardo (ed.), Katila Pia (ed.), Galloway Glenn (ed.), Alfaro Rene (ed.), Kanninen Markku  
 4908 (ed.), Lobovikov Maxim (ed.), Varjo Jari (ed.), p. 21–42. IUFRO, Vienne, 2010. URL [http://publications.cirad.  
 4909 fr/une\\_notice.php?dk=556811](http://publications.cirad.fr/une_notice.php?dk=556811).
- 4910 B. LOCATELLI, M. KANNINEN, M. BROCKHAUS, C. J. P. COLFER, D. MURDIYARSO et H. SANTOSO : *Facing an uncertain  
 4911 future : how forest and people can adapt to climate change*. CIFOR, Jakarta, 2008. ISBN 978-979-1412-75-9. URL  
 4912 [http://www.cifor.cgiar.org/publications/pdf\\_files/Books/BLocatelli0801.pdf](http://www.cifor.cgiar.org/publications/pdf_files/Books/BLocatelli0801.pdf).
- 4913 B. LOCATELLI, C. PAVAGEAU, E. PRAMOVA et M. DI GREGORIO : Integrating climate change mitigation and adaptation  
 4914 in agriculture and forestry : opportunities and trade-offs. *Wiley Interdisciplinary Reviews : Climate Change*, 6  
 4915 (6):585–598, 2015. ISSN 1757-7799.
- 4916 M. S. LUCASH, R. M. SCHELLER, E. J. GUSTAFSON et B. R. STURTEVANT : Spatial resilience of forested landscapes under  
 4917 climate change and management. *Landscape Ecology*, 32(5):953–969, 2017. ISSN 0921-2973, 1572-9761. URL  
 4918 <https://link.springer.com/article/10.1007/s10980-017-0501-3>.
- 4919 F. LUDWIG, F. WIETSE, J. WILMA, B. KRUIJT et S. IWAN : Climate Change Impacts on the Congo Basin Region. In  
 4920 A. HÄENSLER, D. JACOB, P. KABAT et F. LUDWIG, eds : *Climate Change Scenarios for the Congo Basin*, vol. 11 de  
 4921 *Climate Service Centre Report*. Climate Service Centre, Hamburg, Germany, 2013.
- 4922 A. J. MACPHERSON, D. R. CARTER, M. W. LENTINI et M. D. SCHULZE : Following the Rules : Brazilian Logging Conces-  
 4923 sions under Imperfect Enforcement and Royalties. *Land Economics*, 86(3):493–513, 2010. ISSN 0023-7639, 1543-  
 4924 8325. URL <http://le.uwpress.org/content/86/3/493>.
- 4925 A. J. MACPHERSON : *Following the rules : a bioeconomic policy simulation of a Brazilian forest concession*. Thèse de  
 4926 doctorat, University of Florida, 2007. URL [http://etd.fcla.edu/UF/UFE0021334/macpherson\\_a.pdf](http://etd.fcla.edu/UF/UFE0021334/macpherson_a.pdf).
- 4927 Y. MALHI, S. ADU-BREDU, R. A. ASARE, S. L. LEWIS et P. MAYAUX : African rainforests : past, present and future.  
 4928 *Philosophical Transactions of the Royal Society B : Biological Sciences*, 368(1625):20120312–20120312, 2013. ISSN  
 4929 0962-8436, 1471-2970. URL <http://rstb.royalsocietypublishing.org/cgi/doi/10.1098/rstb.2012.0312>.
- 4930 V. P. MEDJIBE, J. R. POULSEN, C. J. CLARK et O. A. MBANI : Natural regeneration of selected timber species in the  
 4931 Republic of Congo. *African Journal of Ecology*, 52(4):552–563, 2014. ISSN 1365-2028.
- 4932 V. P. MEDJIBE et F. E. PUTZ : Cost comparisons of reduced-impact and conventional logging in the tropics. *Journal  
 4933 of Forest Economics*, 18(3):242–256, 2012. ISSN 1104-6899. URL [http://www.sciencedirect.com/science/  
 4934 article/pii/S1104689912000177](http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1104689912000177).
- 4935 V. P. MEDJIBE, F. E. PUTZ, M. P. STARKEY, A. A. NDOUNA et H. R. MEMIAGHE : Impacts of selective logging on above-  
 4936 ground forest biomass in the Monts de Cristal in Gabon. *Forest Ecology and Management*, 262(9):1799–1806, 2011.  
 4937 ISSN 0378-1127. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112711004427>.
- 4938 T. MICHINAKA, S. TACHIBANA et J. A. TURNER : Estimating price and income elasticities of demand for forest products :  
 4939 Cluster analysis used as a tool in grouping. *Forest Policy and Economics*, 13(6):435–445, 2011. ISSN 1389-9341.

URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1389934111000797>.

E. MONIER, X. GAO, J. R. SCOTT, A. P. SOKOLOV et C. A. SCHLOSSER : A framework for modeling uncertainty in regional climate change. *Climatic Change*, 131(1):51–66, 2015. ISSN 0165-0009, 1573-1480. URL <https://link.springer.com/article/10.1007/s10584-014-1112-5>.

F. MORTIER, D.-Y. OUÉDRAOGO, F. CLAEYS, M. G. TADESSE, G. CORNU, F. BAYA, F. BENEDET, V. FREYCON, S. GOURLET-FLEURY et N. PICARD : Mixture of inhomogeneous matrix models for species-rich ecosystems. *Environmetrics*, 26(1):39–51, 2015. ISSN 1099-095X.

R. H. MOSS, J. A. EDMONDS, K. A. HIBBARD, M. R. MANNING, S. K. ROSE, D. P. van VUUREN, T. R. CARTER, S. EMORI, M. KAINUMA, T. KRAM, G. A. MEEHL, J. F. B. MITCHELL, N. NAKICENOVIC, K. RIAHI, S. J. SMITH, R. J. STOUFFER, A. M. THOMSON, J. P. WEYANT et T. J. WILBANKS : The next generation of scenarios for climate change research and assessment. *Nature*, 463(7282):747–756, 2010. ISSN 0028-0836. URL <http://dx.doi.org/10.1038/nature08823>.

R. NASI et P. FROST : Sustainable Forest Management in the Tropics : Is Everything in Order but the Patient Still Dying? *Ecology and Society*, 14(2), 2009. ISSN 1708-3087. URL <https://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss2/art40/main.html>.

M. NDJONDO, S. GOURLET-FLEURY, R. J. MANLAY, N. L. E. OBIANG, A. NGOMANDA, C. ROMERO, F. CLAEYS et N. PICARD : Opportunity costs of carbon sequestration in a forest concession in central Africa. *Carbon Balance and Management*, 9(1):4, 2014. ISSN 1750-0680. URL <https://link.springer.com/article/10.1186/s13021-014-0004-3>.

H. W. NELSON, T. B. WILLIAMSON, C. MACAULAY et C. MAHONY : Assessing the potential for forest management practitioner participation in climate change adaptation. *Forest Ecology and Management*, 360:388–399, 2016. ISSN 0378-1127. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112715005332>.

I. NIANG, O. RUPPEL, M. ABDRABO, C. FIELD, V. BARROS et D. DOKKEN : Africa. In V. BARROS, C. FIELD, D. DOKKE, M. MASTRANDREA, K. MACH, T. BILIR, M. CHATTERJEE, K. EBI, Y. ESTRADA, R. GENOVA, B. GIRMA, E. KISSEL, A. LEVY, S. MACCRACKEN, P. MASTRANDEA et L. WHITE, eds : *Climate Change 2007. Impacts, Adaptation and Vulnerability. Part B : Regional Aspects. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.*, p. 1199–1265. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 2014.

S. NITCHEU TCHIADJE, D. J. SONWA, B.-A. NKONGMENECK, L. CERBONNEY et R. SUFO KANKEU : Preliminary estimation of carbon stock in a logging concession with a forest management plan in East Cameroon. *Journal of Sustainable Forestry*, 35(5):355–368, 2016. ISSN 1054-9811, 1540-756X. URL <http://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/10549811.2016.1190757>.

L. OLSSON : Optimal upgrading of forest road networks : Scenario analysis vs. stochastic modelling. *Forest Policy and Economics*, 9(8):1071–1078, 2007. ISSN 1389-9341. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1389934106001729>.

B. C. O'NEILL, E. KRIEGLER, K. RIAHI, K. L. EBI, S. HALLEGATTE, T. R. CARTER, R. MATHUR et D. P. van VUUREN : A new scenario framework for climate change research : the concept of shared socioeconomic pathways. *Climatic Change*, 122(3):387–400, 2014. ISSN 0165-0009, 1573-1480. URL <https://link.springer.com/article/10.1007/s10584-013-0905-2>.

4978 D. Y. OUÉDRAOGO, D. BEINA, N. PICARD, F. MORTIER, F. BAYA et S. GOURLET-FLEURY : Thinning after selective logging  
 4979 facilitates floristic composition recovery in a tropical rain forest of Central Africa. *Forest Ecology and Manage-*  
 4980 *ment*, 262(12):2176–2186, 2011. ISSN 0378-1127. URL [http://www.sciencedirect.com/science/article/](http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112711004853)  
 4981 [pii/S0378112711004853](http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112711004853).

4982 D.-Y. OUÉDRAOGO : *Prédiction de la dynamique forestière à l'aide d'un modèle matriciel qui incorpore la variabilité de*  
 4983 *la réponse des espèces à l'environnement : application dans une forêt tropicale humide semi-décidue d'Afrique centrale.*  
 4984 Thèse de doctorat, Université Montpellier II - Sciences et Techniques du Languedoc, 2011. URL [https://tel.](https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00876547)  
 4985 [archives-ouvertes.fr/tel-00876547](https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00876547).

4986 PALLISCO et CIFM : *Plaquette de présentation des entreprises Pallisco et CIFM*. Pallisco-CIFM, 2016. URL [http://](http://pallisco-cifm.com/index.php/fr/plaquette)  
 4987 [pallisco-cifm.com/index.php/fr/plaquette](http://pallisco-cifm.com/index.php/fr/plaquette).

4988 J. Perez GARCIA, L. A. JOYCE, A. D. MCGUIRE et X. XIAO : Impacts of Climate Change on the Global Forest Sector. *Cli-*  
 4989 *matic Change*, 54(4):439–461, 2002. ISSN 0165-0009, 1573-1480. URL [https://link.springer.com/article/](https://link.springer.com/article/10.1023/A:1016124517309)  
 4990 [10.1023/A:1016124517309](https://link.springer.com/article/10.1023/A:1016124517309).

4991 N. PICARD : *Modélisation de la dynamique de forêts naturelles tropicales : quel niveau de description ?* thesis, Université  
 4992 Montpellier II - Sciences et Techniques du Languedoc, 2007. URL [https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-](https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00179281/document)  
 4993 [00179281/document](https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00179281/document).

4994 N. PICARD et S. GOURLET-FLEURY : *Manuel de référence pour l'installation de dispositifs permanents en forêt de production*  
 4995 *dans le Bassin du Congo*. COMIFAC, 2008. URL <http://hal.cirad.fr/cirad-00339816/document>.

4996 N. PICARD, S. GOURLET-FLEURY et E. FORNI : Estimating damage from selective logging and implications for tropical  
 4997 forest management. *Canadian Journal of Forest Research*, 42(3):605–613, 2012. ISSN 0045-5067. URL [http:](http://www.nrcresearchpress.com/doi/abs/10.1139/x2012-018)  
 4998 [//www.nrcresearchpress.com/doi/abs/10.1139/x2012-018](http://www.nrcresearchpress.com/doi/abs/10.1139/x2012-018).

4999 N. PICARD et J. LIANG : Matrix Models for Size-Structured Populations : Unrealistic Fast Growth or Simply Diffusion ?  
 5000 *PloS one*, 9(6):e98254, 2014. URL <http://dx.plos.org/10.1371/journal.pone.0098254.g004>.

5001 G. PINCHOT : *The fight for conservation*. New York : Doubleday, Page & Company, 1910. URL [http://archive.org/](http://archive.org/details/fightforconserva00pinc)  
 5002 [details/fightforconserva00pinc](http://archive.org/details/fightforconserva00pinc).

5003 D. POORE : *No timber without trees : sustainability in the tropical forest*. Earthscan, London, 2010. ISBN 978-1-84971-  
 5004 024-4 978-1-85383-050-1.

5005 F. E. PUTZ et C. ROMERO : *Futures of tropical production forests*. Center for International Forestry Research (CIFOR),  
 5006 Bogor, Indonesia, 2015. ISBN 978-602-387-016-5. URL [http://www.cifor.org/library/5766/futures-of-](http://www.cifor.org/library/5766/futures-of-tropical-production-forests/)  
 5007 [tropical-production-forests/](http://www.cifor.org/library/5766/futures-of-tropical-production-forests/).

5008 F. E. PUTZ, P. A. ZUIDEMA, T. SYNNOTT, M. PEÑA-CLAROS, M. A. PINARD, D. SHEIL, J. K. VANCLAY, P. SIST, S. GOURLET-  
 5009 FLEURY, B. GRISCOM, J. PALMER et R. ZAGT : Sustaining conservation values in selectively logged tropical forests :  
 5010 the attained and the attainable. *Conservation Letters*, 5(4):296–303, 2012. ISSN 1755-263X.

5011 N. H. RAVINDRANATH : Mitigation and adaptation synergy in forest sector. *Mitigation and Adaptation Strategies for*  
 5012 *Global Change*, 12(5):843–853, 2007. ISSN 1381-2386, 1573-1596. URL [https://link.springer.com/article/](https://link.springer.com/article/10.1007/s11027-007-9102-9)  
 5013 [10.1007/s11027-007-9102-9](https://link.springer.com/article/10.1007/s11027-007-9102-9).

5014 R. REPETTO et M. GILLIS, éd. *Public policies and the misuse of forest resources*. Cambridge University Press, Cambridge,  
 5015 1988. ISBN 978-0-511-60112-5. URL <http://ebooks.cambridge.org/ref/id/CB09780511601125>.

5016 K. RIAHI, D. P. van VUUREN, E. KRIEGLER, J. EDMONDS, B. C. O'NEILL, S. FUJIMORI, N. BAUER, K. CALVIN, R. DELLINK,  
5017 O. FRICKO, W. LUTZ, A. POPP, J. C. CUARESMA, S. KC, M. LEIMBACH, L. JIANG, T. KRAM, S. RAO, J. EMMERLING, K. EBI,  
5018 T. HASEGAWA, P. HAVLIK, F. HUMPENÖDER, L. A. DA SILVA, S. SMITH, E. STEHFEST, V. BOSETTI, J. EOM, D. GERNAAT,  
5019 T. MASUI, J. ROGELJ, J. STREFLER, L. DROUET, V. KREY, G. LUDERER, M. HARMSSEN, K. TAKAHASHI, L. BAUMSTARK, J. C.  
5020 DOELMAN, M. KAINUMA, Z. KLIMONT, G. MARANGONI, H. LOTZE-CAMPEN, M. OBERSTEINER, A. TABEAU et M. TAVONI :  
5021 The Shared Socioeconomic Pathways and their energy, land use, and greenhouse gas emissions implications : An  
5022 overview. *Global Environmental Change*, 42:153–168, 2017. ISSN 0959-3780. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959378016300681>.  
5023  
5024 V. ROSSI, F. CLAEYS, D. BASTIN, S. GOURLET-FLEURY, P. GUIZOL, R. EBA'A ATYI, D. SONWA, G. LESCUYER et N. PICARD :  
5025 Could REDD+ mechanisms incite logging companies to reduce forest degradation in central africa? *Journal of*  
5026 *Forest Economics*, accepted.  
5027 ROUGIER : *Rapport annuel 2016. Gérer la forêt, faire vivre le bois*. Rougier, 2017. URL [http://www.rougier.fr/sites/default/files/rapports/fr\\_2016-ra-rougier-web.pdf](http://www.rougier.fr/sites/default/files/rapports/fr_2016-ra-rougier-web.pdf).  
5028  
5029 D. M. A. ROZENDAAL, C. C. SOLIZ-GAMBOA et P. A. ZUIDEMA : Timber yield projections for tropical tree species : The  
5030 influence of fast juvenile growth on timber volume recovery. *Forest Ecology and Management*, 259(12):2292–2300,  
5031 2010. ISSN 0378-1127. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112710001489>.  
5032 M. RUÍZ PÉREZ, D. EZZINE DE BLAS, R. NASI, J. A. SAYER, A. KARSENTY, M. SASSEN, C. ANGOUÉ, N. GAMI,  
5033 O. NDOYE, G. NGONO, J.-C. NGUINGUIRI, D. NZALA, B. TOIRAMBE et Y. YALIBANDA : Socioeconomic  
5034 constraints, environmental impacts and drivers of change in the Congo Basin as perceived by log-  
5035 ging companies. *Environmental Conservation*, 33(4):316–324, 2006. ISSN 1469-4387, 0376-8929. URL  
5036 [https://www.cambridge.org/core/journals/environmental-conservation/article/socioeconomic-](https://www.cambridge.org/core/journals/environmental-conservation/article/socioeconomic-constraints-environmental-impacts-and-drivers-of-change-in-the-congo-basin-as-perceived-by-logging-companies/44AA57A8011ABB3CD6C7DCA316E84088)  
5037 [constraints-environmental-impacts-and-drivers-of-change-in-the-congo-basin-as-perceived-by-](https://www.cambridge.org/core/journals/environmental-conservation/article/socioeconomic-constraints-environmental-impacts-and-drivers-of-change-in-the-congo-basin-as-perceived-by-logging-companies/44AA57A8011ABB3CD6C7DCA316E84088)  
5038 [logging-companies/44AA57A8011ABB3CD6C7DCA316E84088](https://www.cambridge.org/core/journals/environmental-conservation/article/socioeconomic-constraints-environmental-impacts-and-drivers-of-change-in-the-congo-basin-as-perceived-by-logging-companies/44AA57A8011ABB3CD6C7DCA316E84088).  
5039 M. RUÍZ PÉREZ, D. EZZINE DE BLAS, R. NASI, J. A. SAYER, M. SASSEN, C. ANGOUÉ, N. GAMI, O. NDOYE, G. NGONO, J.-C.  
5040 NGUINGUIRI, D. NZALA, B. TOIRAMBE et Y. YALIBANDA : Logging in the Congo Basin : A multi-country characte-  
5041 rization of timber companies. *Forest Ecology and Management*, 214(1):221–236, 2005. ISSN 0378-1127. URL  
5042 <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112705002677>.  
5043 M. Réjou MÉCHAIN, A. FAYOLLE, R. NASI, S. GOURLET-FLEURY, J.-L. DOUCET, M. GALLY, D. HUBERT, A. PASQUIER et  
5044 A. BILLAND : Detecting large-scale diversity patterns in tropical trees : Can we trust commercial forest invento-  
5045 ries? *Forest Ecology and Management*, 261(2):187–194, 2011. ISSN 0378-1127. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112710006043>.  
5046  
5047 P. SAMUELSSON, C. G. JONES, U. WILLÉN, A. ULLERSTIG, S. GOLLVIK, U. HANSSON, C. JANSSON, E. KJELLSTRÖM, G. NIKULIN  
5048 et K. WYSER : The rossby centre regional climate model rca3 : model description and performance. *Tellus A*, 63  
5049 (1):4–23, 2011.  
5050 J. SESSIONS : *Forest road operations in the Tropics*. Tropical forestry. Springer, Berlin ; New York, 2007a. ISBN 978-3-  
5051 540-46392-4.  
5052 J. SESSIONS : *Harvesting operations in the Tropics*. Tropical forestry. Springer, Berlin ; New York, 2007b. ISBN 978-3-  
5053 540-46390-0.

5054 B. SOHNGEN et R. MENDELSON : Valuing the Impact of Large-Scale Ecological Change in a Market : The Effect of  
 5055 Climate Change on U.S. Timber. *The American Economic Review*, 88(4):686–710, 1998. ISSN 0002-8282. URL  
 5056 <http://www.jstor.org/stable/117001>.

5057 B. SOHNGEN, R. MENDELSON et R. SEDJO : A Global Model of Climate Change Impacts on Timber Markets. *Journal*  
 5058 *of Agricultural and Resource Economics*, 26(2):326–343, 2001. ISSN 1068-5502. URL [http://www.jstor.org/](http://www.jstor.org/stable/40987113)  
 5059 [stable/40987113](http://www.jstor.org/stable/40987113).

5060 B. SOHNGEN et X. TIAN : Global climate change impacts on forests and markets. *Forest Policy and Economics*, 72:18–26,  
 5061 2016. ISSN 1389-9341. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1389934116301307>.

5062 O. A. SOMORIN, H. C. P. BROWN, I. J. VISSEREN-HAMAKERS, D. J. SONWA, B. ARTS et J. NKEM : The Congo Basin  
 5063 forests in a changing climate : Policy discourses on adaptation and mitigation (REDD+). *Global Environmental*  
 5064 *Change*, 22(1):288–298, 2012. ISSN 0959-3780. URL [http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/](http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S095937801100118X)  
 5065 [S095937801100118X](http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S095937801100118X).

5066 D. J. SONWA, P. SCHOLTE, W. POKMAN, P. SCHAUERTE, M. TSALEFAC, C. B. BIONA, C. P. BROWN, A. HAENSLER, F. LUDWIG et  
 5067 F. K. MKANKAM : Climate change and adaptation in Centration Africa : Past, scenarios and options for the future.  
 5068 *In The Forests of the Congo Basin-State of the Forest 2013*, p. 99–119. Weyrich, 2014. URL [http://library.wur.](http://library.wur.nl/WebQuery/wurpubs/fulltext/330656)  
 5069 [nl/WebQuery/wurpubs/fulltext/330656](http://library.wur.nl/WebQuery/wurpubs/fulltext/330656).

5070 D. J. SONWA, S. WALKER, R. NASI et M. KANNINEN : Potential synergies of the main current forestry efforts and climate  
 5071 change mitigation in Central Africa. *Sustainability Science*, 6(1):59–67, 2011. ISSN 1862-4065, 1862-4057. URL  
 5072 <https://link.springer.com/article/10.1007/s11625-010-0119-8>.

5073 D. L. SPITTLEHOUSE et R. B. STEWART : Adaptation to climate change in forest management. *Journal of Ecosystems and*  
 5074 *Management*, 4(1), 2004. URL <http://www.jem.forrex.org/forrex/index.php/jem/article/view/254>.

5075 A. TERHEGGEN : The new kid in the forest : the impact of China’s resource demand on Gabon’s tropical timber  
 5076 value chain. MPRA Paper, University Library of Munich, Germany, 2010. URL [http://econpapers.repec.org/](http://econpapers.repec.org/paper/pramprapa/37982.htm)  
 5077 [paper/pramprapa/37982.htm](http://econpapers.repec.org/paper/pramprapa/37982.htm).

5078 X. TIAN, B. SOHNGEN, J. B. KIM, S. OHREL et J. COLE : Global climate change impacts on forests and markets.  
 5079 *Environmental Research Letters*, 11(3):035011, 2016. ISSN 1748-9326. URL [http://stacks.iop.org/1748-](http://stacks.iop.org/1748-9326/11/i=3/a=035011)  
 5080 [9326/11/i=3/a=035011](http://stacks.iop.org/1748-9326/11/i=3/a=035011).

5081 E. TRØMBORG, J. BUONGIORNO et B. SOLBERG : The global timber market : implications of changes in economic growth,  
 5082 timber supply, and technological trends. *Forest Policy and Economics*, 1(1):53–69, 2000. ISSN 1389-9341. URL  
 5083 <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1389934100000058>.

5084 M. TSALEFAC, F. HIOL HIOL, G. MAHÉ, A. LARAQUE, D. SONWA, P. SCHOLTE, W. POKAM, A. HAENSLER, T. BEYENE, F. LUD-  
 5085 WIG, F. K. MKANKAM, V. MANETSA DJOUFACK, M. NDJATSANA et C. DOUMENGE : Climat de l’Afrique centrale : passé,  
 5086 présent et futur. *In C. DE WASSEIGE, M. TADOUM, R. EBA’A ATYI et C. DOUMENGE, édés : Les forêts du Bassin du*  
 5087 *Congo : forêts et changements climatiques*, chap. 2. Weyrich, Belgique, 2015.

5088 M. B. USHER : A Matrix Approach to the Management of Renewable Resources, with Special Reference to Selection  
 5089 Forests. *Journal of Applied Ecology*, 3(2):355–367, 1966. ISSN 0021-8901. URL [http://www.jstor.org/stable/](http://www.jstor.org/stable/2401258)  
 5090 [2401258](http://www.jstor.org/stable/2401258).

5091 M. B. USHER : A Matrix Model for Forest Management. *Biometrics*, 25(2):309–315, 1969. ISSN 0006-341X. URL

5092 <http://www.jstor.org/stable/2528791>.

5093 B. J. van RUIJVEN, M. A. LEVY, A. AGRAWAL, F. BIERMANN, J. BIRKMANN, T. R. CARTER, K. L. EBI, M. GARSCHA-  
5094 GEN, B. JONES, R. JONES, E. KEMP-BENEDICT, M. KOK, K. KOK, M. C. LEMOS, P. L. LUCAS, B. ORLOVE, S. PA-  
5095 CHAURI, T. M. PARRIS, A. PATWARDHAN, A. PETERSEN, B. L. PRESTON, J. RIBOT, D. S. ROTHMAN et V. J. SCHWEI-  
5096 ZER : Enhancing the relevance of Shared Socioeconomic Pathways for climate change impacts, adaptation and  
5097 vulnerability research. *Climatic Change*, 122(3):481–494, 2014. ISSN 0165-0009, 1573-1480. URL <https://link.springer.com/article/10.1007/s10584-013-0931-0>.

5098

5099 A. WEINTRAUB, C. ROMERO, T. BJØRNDAL, R. EPSTEIN et J. MIRANDA : *Handbook Of Operations Research In Natural*  
5100 *Resources*, vol. 99 de *International Series In Operations Research amp ; Mana*. Springer US, Boston, MA, 2007. ISBN  
5101 978-0-387-71814-9. URL <http://link.springer.com/10.1007/978-0-387-71815-6>.

5102 A. ZANNE, G. LOPEZ-GONZALEZ, D. COOMES, J. ILIC, S. JANSEN, S. LEWIS, R. MILLER, N. SWENSON, M. WIEMANN et  
5103 J. CHAVE : Global wood density database. *Dryad. Identifier*, 235, 2009. URL [http://hdl.handle.net/10255/](http://hdl.handle.net/10255/dryad)  
5104 [dryad](http://hdl.handle.net/10255/dryad).

5105 L. ZHOU, Y. TIAN, R. B. MYNENI, P. CIAIS, S. SAATCHI, Y. Y. LIU, S. PIAO, H. CHEN, E. F. VERMOTE, C. SONG et T. HWANG :  
5106 Widespread decline of Congo rainforest greenness in the past decade. *Nature*, 509(7498):86–90, 2014. ISSN  
5107 0028-0836, 1476-4687. URL <http://www.nature.com/doi/10.1038/nature13265>.

5108 B. L. ZIMMERMAN et C. F. KORMOS : Prospects for Sustainable Logging in Tropical Forests. *BioScience*, 62(5):479–487,  
5109 2012. ISSN 0006-3568. URL <http://www.bioone.org/doi/abs/10.1525/bio.2012.62.5.9>.

## 5110 IV.A Tables et figures supplémentaires

### 5111 IV.A.1 Calibration du modèle de forêt tropicale exploitée

#### Prix spécifiques des grumes

$$\begin{aligned} \text{PRIX\_GRUMES} \approx & \text{FIL} + \text{TRAIT\_INSECTES} + \text{EFFET\_DES AFFUTANT} + \text{VITESSE\_SECHAGE} \\ & + \text{RSQ\_COLLAPSE} + \text{FLOTTABILITE} + \text{RSQ\_GERCES} + \text{POINT\_SATURATION} \\ & + \text{TRAIT\_HUMIDITE\_PERM} + \text{RETRAIT\_VOL} + \text{RETRAIT\_TAN} + \text{MODULE\_ELASTICITE} \\ & + \text{GRAIN} + \text{DURETE} \end{aligned} \quad (\text{IV.A.1})$$

#### Prix spécifiques des sciages

$$\begin{aligned} \text{PRIX\_SCIAGES} \approx & \text{APTITUDE\_TRANCHAGE} + \text{DURETE} + \text{STABILITE} + \text{RETRAIT\_VOL} \\ & + \text{POINT\_SATURATION} + \text{RETRAIT\_TAN} \end{aligned} \quad (\text{IV.A.2})$$

#### Coûts spécifiques de transformation

$$\begin{aligned} \text{COUT\_TRANSFORMATION} \approx & \text{MODULE\_ELASTICITE} + \text{CONT\_RUPTURE\_COMP} + \text{VITESSE\_SECHAGE} \\ & + \text{CONT\_RUPTURE\_FLEX} + \text{RSQ\_DEFORMATION} + \text{DIAMETRE} \\ & + \text{RETRAIT\_TAN} + \text{GRAIN} \end{aligned} \quad (\text{IV.A.3})$$

### 5112 Structure de coûts

### 5113 IV.A.2 Effets de la superficie de concession et de la distance au port

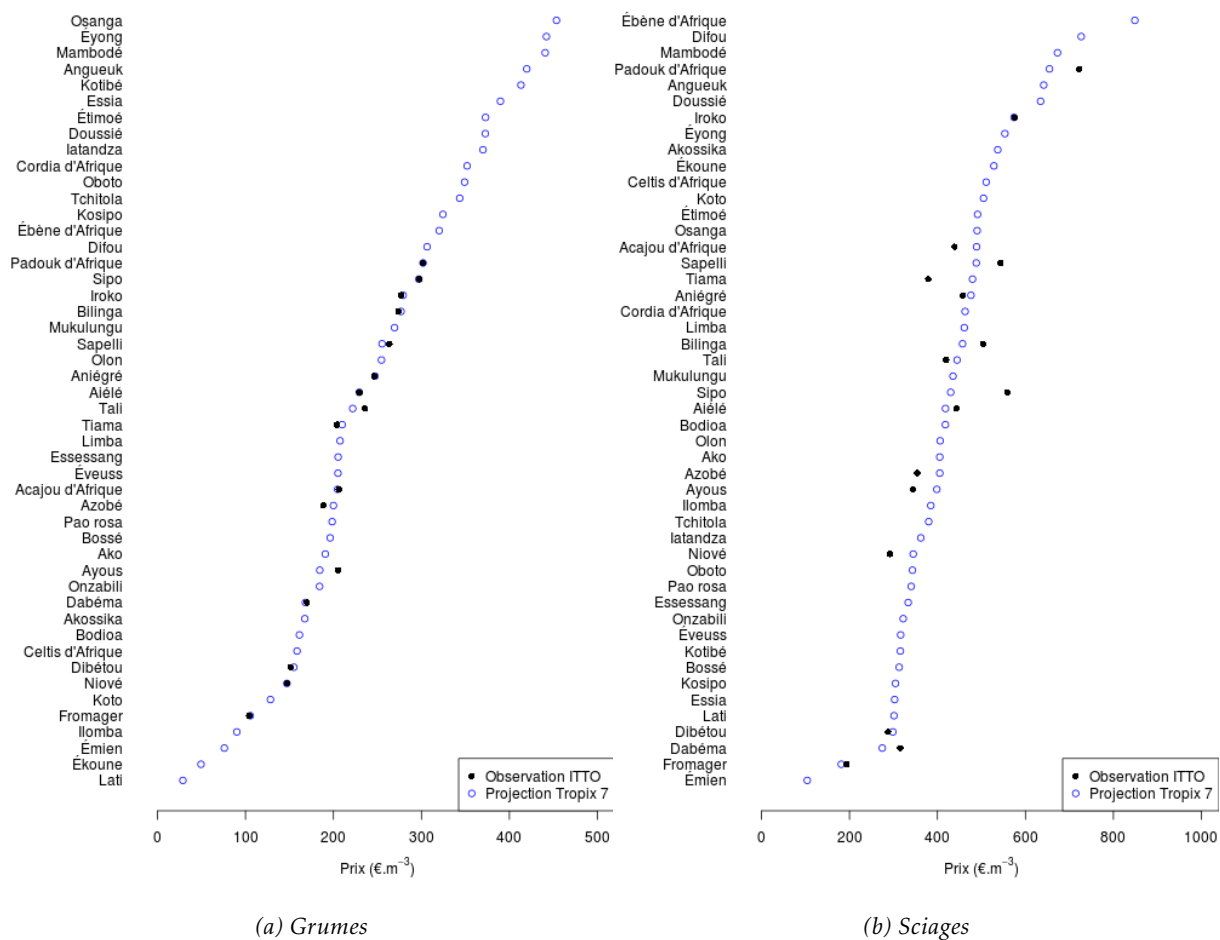


Figure IV.A.1 – Prix des grumes (IV.A.1a) et des sciages (IV.A.1b) pour différentes espèces commerciales (en  $\text{€} \cdot \text{m}^{-3}$ ). En noir, figurent les prix moyens rapportés à l'OTBT. En bleu, figurent les prix projetés sur la base des caractéristiques technologiques de la base Tropix 7



Abbréviation	Nom	Qualitatif	Quantitatif	Unité
PRIX_GRUMES	Prix unitaire des grumes		x	€.m <sup>-3</sup>
PRIX_SCIAGES	Prix unitaire des sciages		x	€.m <sup>-3</sup>
COUT_TRANSFORMATION	Coût unitaire de transformation		x	€.m <sup>-3</sup>
APTITUDE_TRANCHAGE	Aptitude au tranchage	x		
CONT_RUPTURE_COMP	Contrainte de rupture en compression		x	MPa
CONT_RUPTURE_FLEX	Contrainte de rupture en flexion statique		x	MPa
DIAMETRE	Diamètre moyen des grumes	x		
DURETE	Dureté Monnin		x	
EFFET_DESAFFUTANT	Effet désaffûtant	x		
FIL	Fil	x		
FLOTTABILITE	Flotabilité	x		
GRAIN	Grain	x		
MODULE_ELASTICITE	Module d'élasticité longitudinal		x	MPa
POINT_SATURATION	Point de saturation des fibres		x	%
RETRAIT_TAN	Retrait tangentiel total		x	%
RETRAIT_VOL	Coefficient de retrait volumique		x	%
RSQ_COLLAPSE	Risque de collapse	x		
RSQ_DEFORMATION	Risque de déformation au séchage	x		
RSQ_GERCES	Risques de gerces	x		
STABILITE	Stabilité en service	x		
TRAIT_HUMIDITE_PERM	Préservation sous humidité permanente	x		
TRAIT_INSECTES	Durabilité vis-à-vis des insectes	x		
VITESSE_SECHAGE	Vitesse de séchage	x		

Table IV.A.1 – Caractéristiques technologiques retenues dans les régressions linéaires pour déterminer les prix et les coûts spécifiques

Catégorie	Variant	Valeur	Unité
Ouverture routes	Superficie	169	€/ha
Réouverture routes	Superficie	29	€/ha
Exploitation	Superficie	2.21	€/ha/an
Exploitation	Grumes	6.86	€/m3
Exploitation	Équipe chantier	1.83	M€/eqp/an
Transformation	Sciages	113	€/m3
Transformation	Ligne de production	0.406	M€/lne/an
Transport grumes	Grumes-distance	0.126	€/m3/km
Transport sciages	Sciages-distance	0.094	€/m3/km
Export grumes	Grumes	85	€/m3
Export sciages	Sciages	63	€/m3

Table IV.A.2 – Coûts unitaires de production

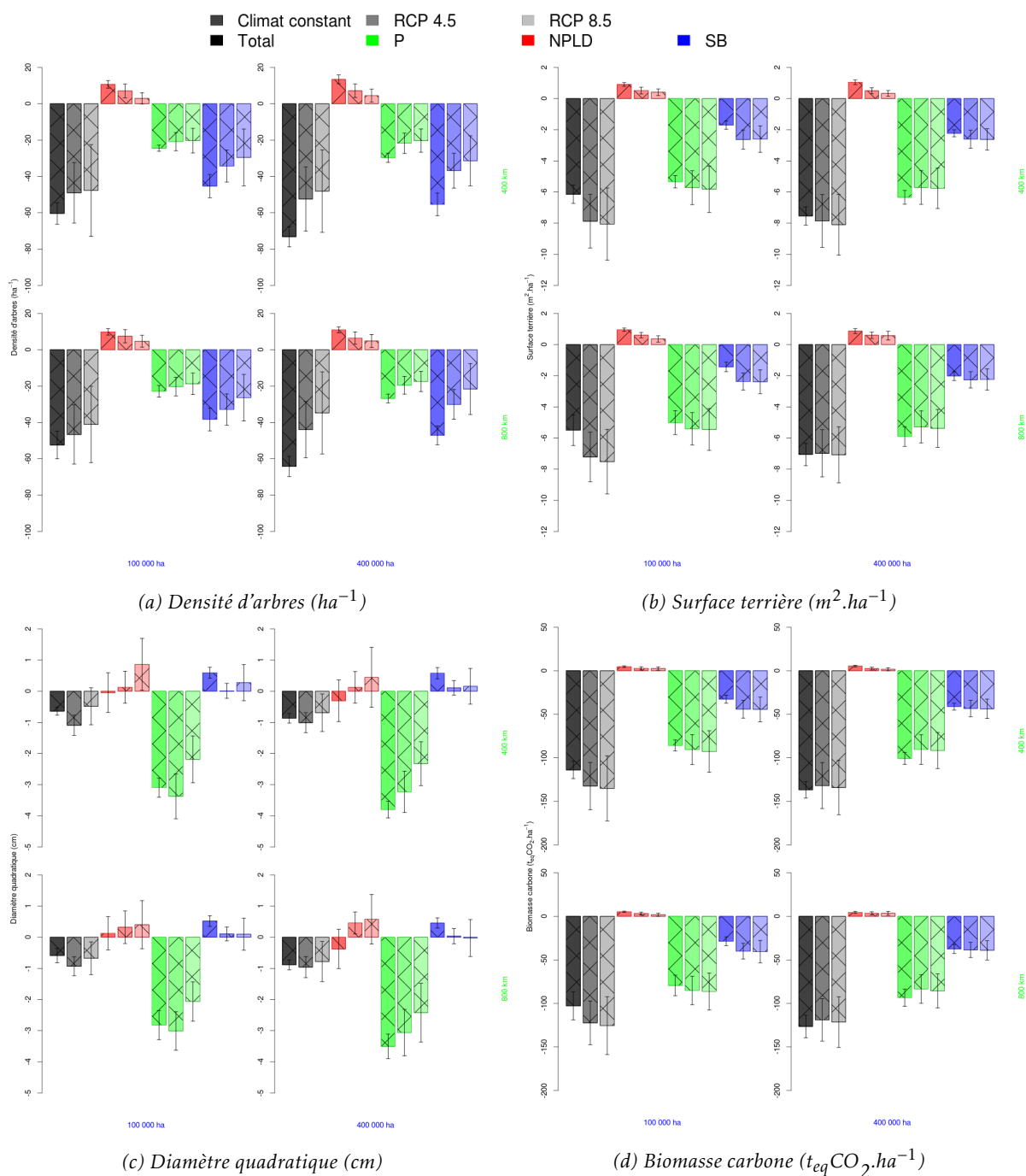


Figure IV.A.2 – Effets de la superficie de concession (à gauche et à droite de chaque sous-figure) et de la distance aux ports (en haut et en bas de chaque sous-figure) sur les écarts de structure forestière entre les situations sous exploitation et les situations sans exploitation. Les valeurs représentées sont celles projetées à la fin du siècle au niveau du peuplement et des guildes de régénération pour 3 scénarios climatiques.

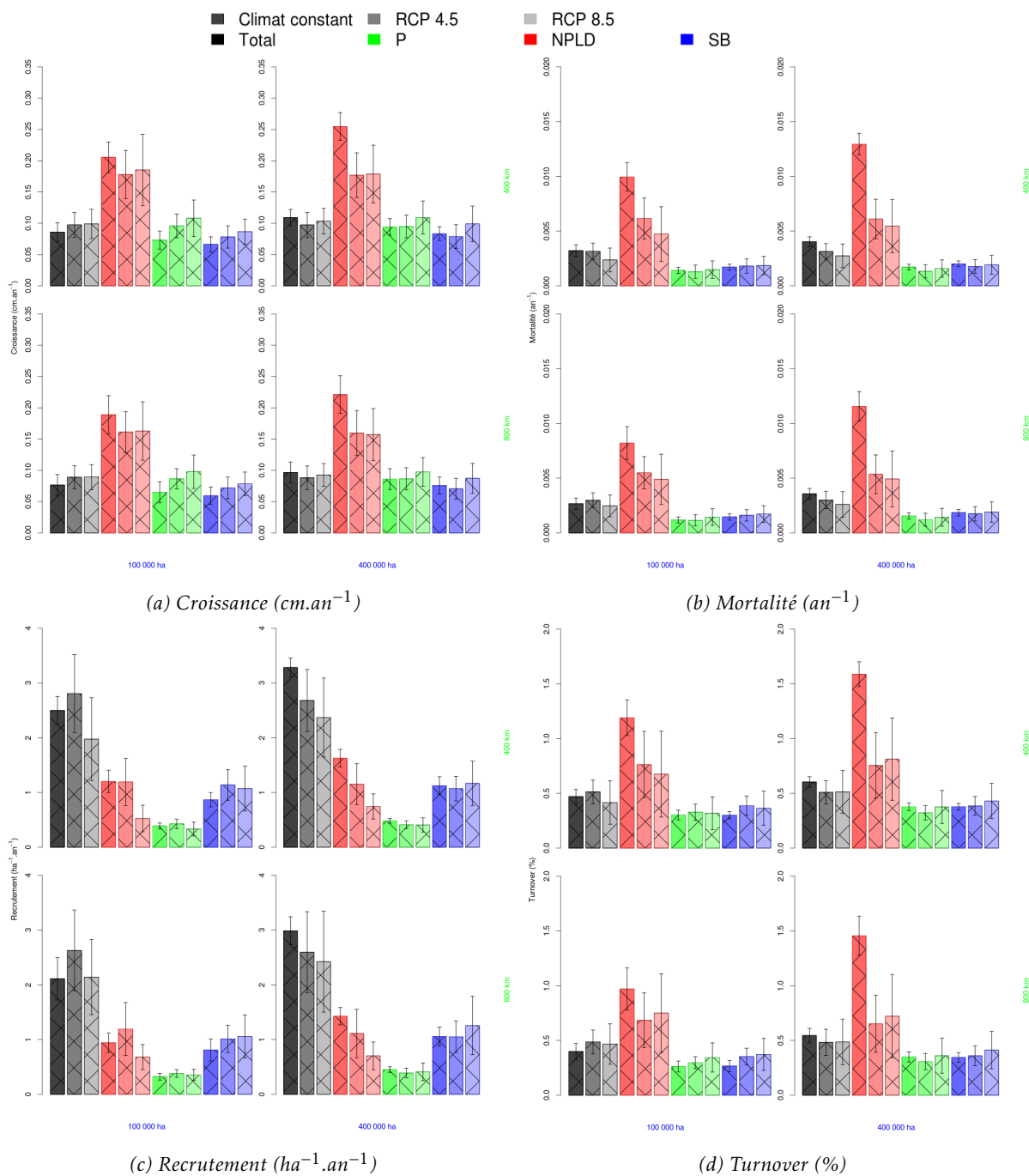


Figure IV.A.3 – Comme précédemment sur les écarts de dynamique forestière.



## 5114 **Chapitre V**

# 5115 **La gestion forestière améliorée face au** 5116 **changement climatique, et les** 5117 **instruments de son financement**

## V.1 Introduction

### V.1.1 Le climat, un nouvel enjeu de la gestion durable des forêts en Afrique centrale

Longtemps prise entre les enjeux de développement économique et de protection environnementale, la durabilité des pratiques d'exploitation forestière dans les concessions d'Afrique centrale reste une question controversée (Karsenty 2016a, Karsenty et Ferron 2017). Depuis les années 1990, les pratiques des concessionnaires ont évolué, notamment sous l'impulsion des politiques nationales des États d'Afrique centrale pour promouvoir l'aménagement forestier (Bayol *et al.* 2012; 2014). Rapidement devenu le principal instrument pour mettre en œuvre une gestion durable des forêts (GDF), le plan d'aménagement définit notamment un ensemble de règles d'exploitation pour adapter les prélèvements aux capacités de régénération des forêts (Blaser *et al.* 2011). Bien que tous les impacts de l'exploitation sur le peuplement ne soient pas annulés (Putz *et al.* 2012, Martin *et al.* 2015, pour des méta-analyses), les règles d'exploitation définies dans le cadre de l'aménagement permet de réduire significativement l'impact de l'exploitation sur le peuplement forestier, que ce soit en terme de biodiversité ou de séquestration du carbone (Medjibe *et al.* 2013, Cerutti *et al.* 2017). Pour les espèces commerciales, le plan d'aménagement détermine trois éléments principaux (Fargeot *et al.* 2004) : la durée de rotation, la liste des espèces exploitées, et pour chacune d'entre elles, un diamètre minimum d'aménagement (DMA), en deçà duquel l'exploitant n'a pas le droit d'abattre les arbres. Ces règles en permettant d'assurer un taux de reconstitution minimum, sont censées apporter des garanties de gestion durable des forêts (Luckert et Williamson 2005, Karsenty et Gourlet-Fleury 2006, mais voir à ce sujet) tandis que d'autres dispositions des plans d'aménagement, notamment les cahiers des charges, couvrent les autres enjeux de durabilité de la gestion des forêts (Pearce *et al.* 2003).

Pourtant, plusieurs études soulignent que les règles d'aménagement actuelles ne permettent pas de garantir le maintien à long-terme des espèces commercialisées aujourd'hui (Karsenty et Gourlet-Fleury 2006, Rozendaal *et al.* 2010, Hawthorne *et al.* 2012, par exemple). Il y a plusieurs explications possibles et compatibles entre elles à ce décalage entre le modèle théorique de l'aménagement et ses résultats pratiques.

Une première explication est que les règles d'aménagement ne sont pas mises en œuvre complètement, certaines failles de régulations, notamment la liste des espèces exploitées, étant utilisées par les exploitants pour se soustraire aux dispositions les plus contraignantes (Cerutti *et al.* 2008, voir à ce sujet).

Une deuxième explication réside dans un défaut de connaissances. Pour que les règles d'exploitation définies par l'aménagement puissent assurer un taux de reconstitution satisfaisant des espèces exploitées, il faut disposer d'un minimum d'informations sur la dynamique de croissance, de mortalité et de

recrutement des espèces. Ces données proviennent de mesures effectuées dans des dispositifs permanents de suivi des forêts de production (Picard et Gourlet-Fleury 2008). Or, les possibilités d'utiliser de telles données en Afrique centrale sont rares. Les investissements effectués par les exploitants sont également insuffisants pour disposer des dispositifs de taille suffisamment grande pour réduire les incertitudes de mesure (Picard *et al.* 2010). L'enjeu est particulièrement aiguë au regard de l'hétérogénéité des forêts d'Afrique centrale. Cette hétérogénéité est spatiale (Fayolle *et al.* 2014), mais aussi temporelle, en témoigne la vitesse de reconstitution de la biomasse après une exploitation qui peut être très rapide, en moins de 25 ans (Gourlet Fleury *et al.* 2013), ou au contraire s'étendre sur des périodes longues de 50 ans (Osazuwa Peters *et al.* 2015) voire beaucoup plus (Bonnell *et al.* 2011).

Une troisième explication est que les dispositions prévues pour l'exploitation sont établies sur des connaissances anciennes et parcellaires de la dynamique des forêts (Megevand 2013) et se limitent essentiellement aux sites pilote mis en place dans les années 1980 (Doumenge *et al.* 2003). En particulier, elles supposent que les conditions climatiques restent constantes comparées à celles initialement observées (Guariguata *et al.* 2008) de sorte que le changement climatique n'est pas un enjeu intégré dans les plans d'aménagement (Bele *et al.* 2015).

Enfin, une autre explication est que les plans d'aménagement sont un compromis entre les besoins de rentabilité à court terme et le souci de régénération des forêts, mais sans regarder au delà de l'horizon d'une rotation (Karsenty et Gourlet-Fleury 2006).

Un nombre croissant d'études soulignent pourtant la sensibilité des forêts d'Afrique centrale au changement climatique, et les impacts que pourrait avoir ce dernier sur les peuplements forestiers. Au premier chapitre, nous avons montré par des projections effectuées sur des forêts non exploitées que le changement climatique pourrait avoir des répercussions sur la dynamique, la structure et la composition des forêts d'Afrique centrale, avec un effet d'éclaircissement et un phénomène d'homogénéisation biotique (Claeys *et al.* soumis). En reprenant trois guildes issues de la classification de Hawthorne (1995) – les espèces pionnières (P, *pioneers*), les espèces héliophiles non-pionnières (NPLD, *non-pioneer light-demanders*) et les espèces tolérantes à l'ombrage (S<sub>B</sub>, *shade-bearers*) – nous avons montré que le changement climatique réduirait l'abondance des espèces S<sub>B</sub> en faveur des espèces P à longue durée de vie. Ces résultats confirment les travaux d'autres études, basées sur des observations en forêt (Fauset *et al.* 2012) ou des projections sous changement climatique (Ludwig *et al.* 2013).

Au chapitre précédent, nous avons montré que le changement climatique et l'exploitation forestière ont des effets cumulatifs sur la structure, la dynamique et la composition forestière et conduisent à une dégradation importante de l'état écologique des peuplements forestiers. En revanche, le changement climatique aurait un impact positif sur l'économie de l'exploitation et contribuerait ainsi à exacerber la tension existant entre les dimensions environnementales et économiques de la durabilité de l'ex-

5185 exploitation forestière. Ces travaux soulignent la nécessité d'adapter les pratiques de gestion actuelle au  
5186 changement climatique et rejoignent en cela les conclusions d'autres études menées en Afrique centrale  
5187 (Bele *et al.* 2015) ou dans d'autres régions forestières tropicales (Locatelli *et al.* 2010).

## 5188 **V.1.2 Réduire les prélèvements ou enrichir les forêts, deux options de gestion fo-** 5189 **restière améliorée**

5190 Les pratiques alternatives d'exploitation forestière peuvent relever de deux logiques opposées, selon  
5191 qu'il s'agit de promouvoir une réduction des activités humaines ou au contraire d'inciter à leur intensi-  
5192 fication (Putz *et al.* 2012, Zimmerman et Kormos 2012). Ce débat entre extensification et intensification  
5193 n'est pas propre aux forêts tropicales, et renvoie, bien que la correspondance puisse être parfois im-  
5194 parfaite, au débat entre un usage partagé des terres ou un usage parcimonieux, *land sharing versus land*  
5195 *sparing* (Griscom et Goodman 2015). Dans la perspective de l'extensification, du moins extrême au plus  
5196 extrême se trouvent les pratiques d'exploitation à impacts réduits (RIL, *reduced-impact logging*), la ré-  
5197 duction de prélèvement et la mise en conservation, tandis que dans la perspective de l'intensification,  
5198 figure tout un ensemble de pratiques sylvicoles plus ou moins lourdes (Fredericksen et Putz 2003), al-  
5199 lant jusqu'à la plantation forestière. Les cas les plus extrêmes, que ce soit la mise en conservation ou au  
5200 contraire la plantation forestière, sortent de notre cadre d'étude qui porte sur les forêts naturelles de  
5201 production.

5202 Les impacts directs de l'exploitation sur le peuplement forestier proviennent d'une surmortalité des  
5203 arbres causée principalement par les dégâts d'exploitation liés aux opérations d'abattage et de débar-  
5204 dage, ainsi qu'à la construction des infrastructures. Ce constat a justifié la conduite de nombreuses  
5205 recherches et recommandations sur les techniques RIL, dans les années 2000 (Putz *et al.* 2008a, par  
5206 exemple). En théorie, les techniques RIL, sans réduire la production de bois, auraient de nombreux  
5207 avantages en termes de séquestration du carbone (Pinard et Putz 1996), de réduction de la mortalité des  
5208 arbres (Sist *et al.* 2003), de préservation de la biodiversité (Bicknell *et al.* 2014) et contribueraient ainsi  
5209 à accélérer la récupération des forêts (West *et al.* 2014). Plusieurs études concluent ainsi à la pertinence  
5210 de valoriser les bénéfices carbone des activités RIL dans les projets carbone ou dans la REDD+ (Sasaki  
5211 *et al.* 2016) Pour autant, les résultats sur le terrain sont nettement moins prometteurs et à intensité de  
5212 coupe égale, les différences entre l'exploitation RIL et l'exploitation classique sont bien minces tant sur  
5213 les aspects carbone (Griscom *et al.* 2014) que sur les aspects liés à la biodiversité (Bicknell *et al.* 2015).  
5214 Dans leur méta-analyse, Martin *et al.* (2015) considèrent finalement que les avantages de l'exploitation  
5215 RIL ne sont guère discernables des effets d'une simple réduction du prélèvement.



L'impact de l'exploitation sélective sur la biodiversité dépend avant tout de l'intensité de coupe, selon une relation marquée par des effets de seuil (Burivalova *et al.* 2014). Bonnell *et al.* (2011) mettent en avant des différences significatives de taux de récupération de la biomasse forestière après une phase d'exploitation selon l'intensité de coupe. Selon Zimmerman et Kormos (2012), les forêts tropicales seraient actuellement surexploitées, avec des intensités 2 à 3 fois supérieures aux capacités de récupération des peuplements. Les réglementations forestières de gestion durable des forêts seraient trop peu contraignantes pour abaisser l'intensité de coupe à un niveau durable, ce qui conduirait à un épuisement des espèces commerciales en 2 ou 3 rotations. La réduction du prélèvement peut s'envisager en allongeant les durées de rotation (Sist *et al.* 2003). La tendance actuelle est plutôt à l'inverse, avec des retours anticipés de l'exploitation sur des zones déjà exploitées, et un rétrécissement des durées de rotation, de sorte que la réduction du prélèvement doit plutôt s'envisager par le plafonnement de volumes de récolte, l'augmentation des diamètres minimaux d'exploitabilité (DME) ou l'augmentation de la distance entre deux arbres abattus (Putz *et al.* 2012).

Des stratégies de sylviculture post-exploitation ont été envisagées pour améliorer la reconstitution des peuplements. Les pratiques sylvicoles dans les forêts africaines remontent au début du <sup>xx</sup><sup>ème</sup> siècle (Taylor 1960), où de nombreux essais ont été menés par les services forestiers coloniaux de France, de Belgique et du Royaume-Uni. La sylviculture post-exploitation en forêt tropicale vise à maximiser l'accès des arbres d'intérêt commercial à la lumière et aux nutriments (Zimmerman et Kormos 2012). Les pratiques peuvent être de nature soustractive, consistant à retirer les lianes ou certains arbres pour faciliter la croissance des arbres à intérêt commercial (Villegas *et al.* 2009). Sur le site de M'Baïki, en République Centrafricaine (RCA), des travaux ont montré que les éclaircies permettent au niveau des guildes d'augmenter la croissance et la survie des espèces NPLD et SB, aux dépens des espèces P (Ouedraogo *et al.* 2011). Au niveau du peuplement, ces éclaircies permettent d'améliorer la récupération de biomasse à l'échelle d'une rotation, ce qui permettrait de reconstituer des volumes de bois dans les rotations suivantes (Gourlet Fleury *et al.* 2013). Les pratiques peuvent également être de nature additive, en enrichissant artificiellement la forêt en arbres à intérêt commercial, pour pallier à la faiblesse de la régénération naturelle (Daïnou *et al.* 2011). Dans le passé, de nombreux essais de plantation ont été effectués (Dupuy et Mille 1993). Plusieurs techniques sylvicoles extrêmement différentes ont été testées et ont fait l'objet de quelques rares travaux de synthèse, dont les travaux de Catinot (1965) et plus récemment, les travaux de Gourlet Fleury *et al.* (2011). Parmi ces méthodes, les plus connues sont la méthode des layons (Aubréville 1953, par exemple) et la méthode des placeaux (Pierlot 1955, par exemple). Malgré des résultats positifs, ces méthodes impliquaient des investissements très lourds et les essais menés ont tous été abandonnés, notamment pour des raisons de coûts (Doucet 2003).

Les recherches sylvicoles de ces dernières années se sont concentrées sur des approches moins coûteuses et bien plus légères, avec des faibles impacts sur la diversité des espèces d'arbres (Gourlet Fleury *et al.* 2013) et s'inscrivant dans des logiques de réhabilitation (Stanturf *et al.* 2014). Dans cette vision, l'intensification sylvicole est envisagée comme une stratégie à l'appui de la conservation des forêts tropicales (Fredericksen et Putz 2003). En particulier, l'itinéraire sylvicole le plus étudié actuellement est l'enrichissement des trouées d'abattage par des espèces d'intérêt commercial, que ce soit des plants individuels monospécifiques (Doucet *et al.* 2009) ou des placeaux multispécifiques (Doucet *et al.* 2016). En Afrique centrale, les études, notamment celles menées sur le Moabi (Hall 2008, Doucet *et al.* 2009, Kouadio et Doucet 2009, *Baillonella toxisperma*) et l'Assamela (Nils *et al.* 2012, Ouédraogo *et al.* 2014, *Pericopsis elata*), montrent que l'introduction artificielle de plants élevés en pépinière dans les trouées d'abattage augmente significativement le taux de survie et la croissance des jeunes individus par rapport aux conditions de régénération naturelles. Les analyses comparées entre espèces et systèmes sylvicoles montrent que les enrichissements des trouées réussissent mieux aux espèces P telles que l'Iroko (*Milicia excelsa*) tandis que les systèmes plus intensifs de plantation sont plus favorables aux espèces NPLD telles que l'Assamela (Fayolle *et al.* 2015). Dans d'autres forêts tropicales, en Bolivie, des traitements sylvicoles reposant sur des techniques soustractives ont montré leur performance pour les espèces Sb (Peña Claros *et al.* 2008).

### V.1.3 Trois options différentes d'incitation pour un financement compensatoire

Les deux options d'amélioration de l'exploitation forestière que sont la réduction volontaire du prélèvement et l'enrichissement artificiel du peuplement ne sont pas incompatibles et peuvent au contraire se combiner (Putz *et al.* 2012). Les deux options sont souvent considérées des solutions peu onéreuses au regard des avantages environnementaux [par exemple, ](Arets et Veeneklaas 2014), bien que les coûts puissent être très variables en fonction des intensités impliquées. Malgré cela, les échéancier de dépenses et de revenus associés à chaque option s'étalent sur plusieurs décennies, avec des coûts immédiats pour des bénéfices espérés après plusieurs rotations. Par conséquence, les valeurs actualisées nettes (VAN) restent très faibles et inenvisageables par les acteurs privés sans incitation financière additionnelle. Ce constat, établi sur le cas particulier de la sylviculture tropicale (Schulze 2008), peut être généralisé à toute pratique visant à améliorer la durabilité de la gestion forestière (Pearce *et al.* 2003).

Dans une perspective économique utilitariste de l'environnement (Godard 2015, pour une discussion approfondie à ce sujet), une décision est bonne si les avantages l'emportent sur les coûts quitte à envisager des compensations des bénéficiaires vers ceux qui supportent les coûts (critère de compensation partielle de Kaldor-Hicks). Un moyen de justifier l'intérêt économique de l'amélioration de pratiques de gestion passe ainsi par la reconnaissance de la valeur économique des services écosystémiques et du

capital naturel (Costanza *et al.* 1997). Dans cette vision, les instruments économiques des politiques environnementales ont pour principale caractéristique de ne pas contraindre le comportement des acteurs économiques par un ensemble de prescriptions ou de normes, mais de miser sur des incitations économiques afin de mettre en cohérence les intérêts privés et l'intérêt général (Godard 2014), notamment par la compensation du coût d'opportunité. L'économie des services écosystémiques et de la biodiversité, pour reprendre le titre d'un rapport particulièrement influent dans le domaine (TEEB 2010), a généré un foisonnement d'instruments incitatifs, souvent promus comme des instruments basés sur le marché (Pirard 2012, Pirard et Lapeyre 2014). La référence au marché est souvent abusive et sert surtout à se distinguer des instruments basés sur les normes (Pirard 2013, Karsenty et Ezzine de Blas 2014).

Pour les forêts tropicales, cette nouvelle économie environnementale a exploré les valeurs des services écosystémiques forestiers autres que la seule production de bois (Pearce 2001) et a conduit à promouvoir de nombreux instruments économiques pour inciter à la mise en place de pratiques de gestion durable des forêts (Karsenty 2012). En reprenant les principales catégories de Dargusch *et al.* (2010), dans leur revue sur les travaux de recherche portant sur les « marchés » environnementaux, ce chapitre étudiera trois types d'instrument :

- les crédits carbone, dans la logique des projets et programmes de carbone forestier ;
- les primes sur bois, dans la logique de la certification forestière de durabilité ;
- les paiements surfaciques, dans la logique des paiements pour services environnementaux (PSE).

#### **V.1.3.1 Les crédits carbone dans la logique des projets et programmes de carbone forestier**

Dans le budget carbone mondial (Le Quéré *et al.* 2017), les forêts et, plus généralement, les écosystèmes terrestres ont un rôle ambivalent dans le changement climatique en étant à la fois des sources d'émissions de gaz à effet de serre d'environ  $1.3 \pm 0.7 \text{ Gt}_{\text{eq}}\text{CO}_2 \cdot \text{an}^{-1}$  (soit 12 % des émissions) et des puits de carbone d'environ  $-3 \pm 0.8 \text{ Gt}_{\text{eq}}\text{CO}_2 \cdot \text{an}^{-1}$  (soit environ 30 % des émissions anthropiques). En conséquence de cette ambivalence, deux approches coexistent dans les activités d'atténuation du changement climatique basées sur les forêts : la réduction des émissions et le maintien ou le renforcement des puits carbone. Au sein de la Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques (CCNUCC), ces deux approches sont illustrées par deux arrangements différents : les activités relatives au secteur de l'« Usage des terres, changement d'affectation des terres et forêts » (LULUCF, *Land Use, Land-Use Change and Forestry*), notamment dans le cadre du protocole de Kyoto (CCNUCC 1997) ; la Réduction des émissions liées à la déforestation et à la dégradation forestière, incluant la conservation, la gestion forestière durable et l'augmentation des stocks de carbone forestier (REDD+), dont les principales dispositions, contenues dans le Cadre de Varsovie, ont été adoptées en 2013 lors de la Cop 19 (CCNUCC 2013, décisions 9-15/CP.19).

La réduction volontaire du prélèvement et l'enrichissement artificiel des forêts s'inscrivent dans la logique de la gestion forestière améliorée (IFM, *Improved Forest Management*) et s'inscrivent aussi bien dans LULUCF que dans REDD+. La gestion forestière fait à la fois partie des activités LULUCF que les Parties peuvent choisir d'inclure dans leur comptabilité (article 3.4 du protocole de Kyoto) et de REDD+, suite à l'élargissement du périmètre d'activités couvert (Pistorius 2012). L'Accord de Paris reconnaît les deux approches dans un même article (CNUCC 2015, article 5), ce qui pourrait permettre d'envisager à terme une fusion de REDD+ et de LULUCF (Pistorius *et al.* 2017, à ce sujet). Les deux institutions ont en commun la logique de promouvoir des changements de pratique en mobilisant des financements climat sur la base d'une quantification du différentiel d'absorption ou d'émission par rapport à un niveau de référence. Les unités de quantification ont des noms variables d'un dispositif à l'autre, mais sont souvent appelées « crédits carbone ». Depuis les débuts de la finance carbone, les forêts, et notamment les forêts tropicales, sont perçues comme un gisement de crédits carbone bon marché, pouvant à la fois stopper la déforestation et améliorer l'efficacité en coût de l'atteinte d'objectifs d'atténuation, un raisonnement popularisé notamment par le rapport Eliasch (2008). Encore maintenant, l'intérêt pour les forêts reste vif, y compris de la part des autres secteurs d'activité, comme par exemple dans le cadre du Système de compensation et de réduction de carbone pour l'aviation internationale (CORSIA, *Carbon Offsetting and Reduction Scheme for International Aviation*) qu'est en train de mettre en place l'Organisation de l'aviation civile internationale (Becken et Mackey 2017). À l'inverse, le carbone forestier souffre de nombreuses critiques, que ce soit au niveau des risques spécifiques d'additionnalité, de fuite et surtout de non-permanence (Bouculat et Chenost 2010), mais également au regard des enjeux qu'il soulève en termes de droits de propriété, d'équité et de partage des bénéfices (Karsenty 2012, Karsenty *et al.* 2014).

Au niveau étatique, le protocole de Kyoto offre la possibilité aux Parties soumises à des engagements de réduction contraignants de faciliter l'atteinte de leurs objectifs via deux mécanismes de flexibilité, le mécanisme de développement propre (MDP) et la mise en œuvre conjointe (MOC) qui permettent de valoriser sous forme de crédits carbone des investissements effectués dans les pays en développement et dans les pays développés, respectivement (Woerdman 2000). Pour les projets forestiers, ces mécanismes, du fait de la complexité des procédures, de la faiblesse de la demande en crédits carbone et des problèmes de foncier dans les pays en développement (Thomas *et al.* 2010), ont été un échec. Les projets IFM ont été exclus des mécanismes de projet suite aux Accords de Marrakech en 2007 (Schlamadinger *et al.* 2007). Les projets de boisement et de reboisement ne représentent que 0,7 % des projets MDP (66 sur plus 8650 enregistrés) et n'ont permis de générer que 8 MteqCO<sub>2</sub> de crédits temporaires (soit 0,45 % du total des crédits générés par le MDP), tandis qu'un seul projet forestier MOC (sur 499) a été mis en œuvre, en Russie (Shishlov et Deheza 2012). L'Accord de Paris instaure cependant un nouveau mécanisme de développement durable mais dont les modalités de transition avec le MDP et le MOC restent

l'objet de négociations (Lemoine-Schonne 2016). Pour la REDD+, les Parties ont mis à l'écart l'approche basée sur les projets pour préférer une approche nationale – ou de manière temporaire sous-nationale – appuyée par des fonds bilatéraux ou multilatéraux (Karsenty 2008). À terme, REDD+ prévoit la mise en place de paiements basés sur les résultats, un système au sujet duquel un programme pilote vient tout juste d'être annoncé par le Fonds vert pour le climat (GCF 2017). Pour de nombreux acteurs, les paiements basés sur les résultats de REDD+ seraient une stratégie à moindre coût pour promouvoir et financer l'amélioration de la gestion forestière tropicale (Healey *et al.* 2000, Angelsen *et al.* 2010, Putz *et al.* 2012).

Au niveau des marchés volontaires, les projets forestiers bénéficient d'une image positive auprès du public, ce qui est un attrait supplémentaire pour la Responsabilité Sociale et Environnementale (RSE) des entreprises (Lee *et al.* 2017). De nombreux standards coexistent et proposent des méthodologies pour certifier les crédits carbone (Gren et Aklilu 2016, pour une revue). Le Standard du carbone vérifié (Vcs, *Verified Carbon Standard*) est le standard dominant sur le marché volontaire du carbone forestier, avec 82 % du marché (Hamrick et Gallant 2017) et présente avec une riche collection de méthodologies, notamment sur la gestion forestière (Vcs 2013). La certification est censée apporter une garantie d'intégrité environnementale des crédits carbone (Seyller *et al.* 2016, mais voir à ce sujet). En particulier, la certification carbone dans les projets forestiers prend très généralement en compte la question des cobénéfices sociaux et environnementaux, et donc les synergies ou arbitrages possibles entre la séquestration du carbone et les autres services environnementaux (Simonet *et al.* 2016b).

En considérant également les fonds de réduction d'émissions australiens et californiens, la finance pour le carbone forestier aurait mobilisé près de 2.8 G\$ depuis le début des années 2000, avec une forte augmentation dans les dernières années, 660 M\$ pour la seule année 2016 (Hamrick et Gallant 2017). Sur ces marchés volontaires de carbone forestier, les projets dits REDD+, malgré l'absence de connexion avec les marchés obligataires, constituent la majeure partie des 800 projets recensés (Simonet *et al.* 2016a, pour une base de données sur les projets REDD+). Sur l'année 2016, sur les 14,1 Mt<sub>eq</sub>CO<sub>2</sub> échangés, la grande majorité provient des projets REDD+ (10,2 Mt<sub>eq</sub>CO<sub>2</sub> pour un prix moyen de 4,2 à 4,6 \$.t<sub>eq</sub><sup>-1</sup>CO<sub>2</sub>). Les projets IFM ont représenté 1,1 Mt<sub>eq</sub>CO<sub>2</sub> en 2016, avec un prix moyen de 9,5 \$.t<sub>eq</sub><sup>-1</sup>CO<sub>2</sub> (Hamrick et Gallant 2017).

Plusieurs projets de carbone forestier se situent en Afrique, relevant parfois des MDP ou bien, plus généralement, de projets destinés aux marchés volontaires (Jindal *et al.* 2008). L'IFM a fait l'objet de plusieurs études en Afrique centrale (Brown *et al.* 2005, Durrieu De Madron *et al.* 2011), auxquelles peuvent être ajoutées d'autres études au niveau pantropical (Putz *et al.* 2008b, Griscom et Cortez 2013, Pearson *et al.* 2014). Sur le plan carbone, ces études se limitent cependant à caractériser l'impact de l'exploitation forestière sur les stocks et les flux de carbone, et ce n'est que récemment que des études de

faisabilité ont permis d'apporter des éléments sur le potentiel économique des crédits carbone (Ndjondo *et al.* 2014, Rossi *et al.* 2017).

### V.1.3.2 Les primes sur bois, dans la logique de la certification forestière

Conçue comme un instrument de promotion de la gestion durable des forêts dans la foulée du Sommet de Rio en 1992 (Rametsteiner et Simula 2003), la certification forestière a remporté un succès mitigé dans les forêts tropicales, à l'exception de l'Afrique centrale, où elle aura finalement constitué l'un des instruments les plus efficaces pour améliorer les pratiques des exploitants (Karsenty 2012). L'appui des agences de coopération à l'aménagement des forêts (Samyn *et al.* 2011, par exemple) et le renforcement des réglementations pour s'assurer de la légalité des importations de bois, comme le Règlement Bois de l'Union Européenne (RBUE) et l'Application des réglementations forestières, gouvernance et échanges commerciaux (FLEGT, *Forest Law Enforcement, Governance and Trade*) en Europe (Jonsson *et al.* 2015), sont des politiques contribuant largement à favoriser la certification forestière. Destinée à apporter aux consommateurs la garantie que les produits bois achetés proviennent de forêts sous bonne gestion, la certification repose sur des systèmes indépendants vérifiant les conditions de légalité et de durabilité de l'exploitation forestière. Deux systèmes sont actuellement dominants : le Programme de reconnaissance des certifications forestières (PEFC, *Programme for the Endorsement of Forest Certification schemes*) et le *Forest Stewardship Council* (Fsc), ce dernier étant ultra-majoritaire en Afrique centrale. En 2016, sur 24,3 Mha de concessions aménagées en Afrique centrale, 8,9 Mha étaient certifiées (soit 37 % des surfaces forestières totales, ou 18 % des surfaces forestières sous concession), avec de grandes disparités entre les États de la sous-région (OFAC 2016). Par rapport aux concessions non certifiées, la certification génère de multiples bénéfices environnementaux, même en prenant en compte les différences d'intensité de coupe, avec de moindres dégâts sur la structure et la composition des peuplements (Medjibe *et al.* 2013, au Gabon). La certification génère également des résultats positifs sur le plan social en améliorant les relations entre les concessionnaires et les communautés locales (Tsanga *et al.* 2014, au Cameroun).

Dans la logique de la certification, l'Ifm est financé par une meilleure valorisation du bois. Pour les exploitants, le bois certifié est censé ainsi avoir un prix plus rémunérateur même si en réalité, cela permet surtout de consolider l'accès aux marchés des pays développés (Auld *et al.* 2008). Peu d'études ont étudié le prix de revient de l'Ifm sur la base des volumes de bois. Au Gabon, Medjibe et Putz (2012) a estimé que l'exploitation RIL entraînait un surcoût de  $2.20 \text{ €} \cdot \text{m}^{-3}$  par rapport à l'exploitation classique. Les coûts de la sylviculture ramenés au volume de bois commercialisé sont rarement connus avec précision et sont très variables d'un système de sylviculture à l'autre. Dans le cas de l'enrichissement artificiel des trouées, les estimations de coûts varient de plusieurs magnitudes selon les études : d'après Doucet *et al.* (2009), le coût total de l'enrichissement des trouées en Moabi s'élève à  $17,5 \text{ €} \cdot \text{ha}^{-1}$  (de  $7,5 \text{ €}$  à

13,5 € par trouée en fonction du nombre d'éclaircies) alors que dans des systèmes plus intensifs, les coûts atteignent 6 000 €.ha<sup>-1</sup>, soit environ 130 €par arbre commercial (Doucet *et al.* 2016, systèmes multi-espèces).

### **V.1.3.3 Les paiements surfaciques, dans la logique des paiements pour services environnementaux**

Pour reprendre la définition classique de Wunder (2005), les paiements pour services environnementaux (PSE) sont des transactions volontaires organisées entre au moins un payeur et un vendeur, portant sur un service environnemental clairement défini, ou un usage des terres susceptible de sécuriser ce service, et assortie à des conditions précises. Au-delà de cette définition très marchande, correspondant à un archétype contractuel, les PSE recouvrent une réalité beaucoup plus diversifiée mêlant des instruments pouvant être volontaires ou obligatoires, bilatéraux ou collectifs (Laurans *et al.* 2011). Devenus un objet intensément débattu en économie environnementale (Gómez Baggethun *et al.* 2010) et en politique environnementale (Etrillard 2016), leur définition s'est élargie pour désormais couvrir tout type de transaction volontaire entre usager(s) et fournisseur(s) et conditionnée à des règles convenues de gestion d'une ressource naturelle pour fournir un service « hors site » (Wunder 2015) : les bénéfices sont tirés dans un espace hors de la compétence du fournisseur, ou autrement dit, les bénéfices vont au-delà de ceux des fournisseurs. Cette nouvelle définition fait cependant toujours l'objet de discussions, notamment sur la nécessité d'articuler les PSE avec les droits d'usage et de propriétés dont les acteurs disposent sur les espaces (Karsenty et Ezzine-De-Blas 2016). Les PSE ne sont pas propres aux pays en développement et de nombreux exemples peuvent se trouver dans les pays développés, à commencer par les mesures agro-environnementales dans la Politique agricole commune de l'Union européenne (Meyer *et al.* 2015, Aznar *et al.* 2016, Duval *et al.* 2016).

Dans les forêts tropicales, les PSE ont pour objectif, la conservation de la biodiversité (Wertz-Kanounnikoff 2006), la protection des bassins versants (Goldman Benner *et al.* 2012) ou la séquestration du carbone. Dans ce dernier, les activités visent à réduire la déforestation ou la dégradation des forêts de sorte que les PSE sont souvent étroitement associés à la REDD+ dans de nombreux travaux théoriques (Corbera 2012, Mahanty *et al.* 2013, Karsenty *et al.* 2014, par exemple). Souvent basés sur une approche de compensation d'une restriction de droits d'usages, ils s'apparentent à des servitudes de conservation et soulèvent, comme les projets de carbone forestier, des enjeux d'équité, d'efficacité et d'additionnalité (Wunder 2009, Karsenty 2012). L'assiette de financement est cependant différente des projets de carbone forestier et ne repose en général pas sur la valorisation de crédits carbone. Du fait de la difficulté ou du coût d'un suivi précis et quantifié du service rendu, les PSE sont en effet souvent effectués de manière uniforme sur une base surfacique, et souvent en fonction non pas des résultats, mais des efforts consentis par les fournisseurs (OCDE 2011).

En Afrique centrale, bien qu'encore peu développés, les PSE sont envisagés comme un nouvel outil de gestion durable des forêts (Wunder 2006, Lescuyer *et al.* 2009). S'inscrivant à la fois dans des objectifs de conservation de la nature, de lutte contre la pauvreté et de développement rural, ils restent cependant essentiellement pensés à destination des communautés rurales (Ingram *et al.* 2014) et non directement vers les opérateurs industriels. Même au sein des concessions, les PSE sont envisagés non pour promouvoir la mise en place de pratiques IFM chez l'exploitant mais plutôt comme un moyen, couplé à l'investissement, de stabiliser les pratiques de défrichement agricole des populations locales (Karsenty et Vermeulen 2016). Les relations liant les États aux concessionnaires offrent plusieurs moyens de créer des incitations financières à de meilleures pratiques de gestion. En lui-même, le système des concessions initialement pensé par la Banque mondiale reposait sur une tarification des surfaces et des ressources forestières conçue pour inciter à leur gestion durable (Grut *et al.*, 1993 cité et discuté dans Karsenty, 2016b). Concernant la fiscalité environnementale, comme dans d'autres pays en développement (Spratt 2013), les systèmes de taxation forestières en Afrique centrale ne sont pas dénuées de dispositions à vocation incitative pour des investissement de long-terme ou l'adoption de pratiques de GDF, mais de nombreuses difficultés techniques et politiques en limitent la portée (Cerutti *et al.* 2016). Malgré cela, des mécanismes s'apparentant à des PSE ont été envisagés, comme la réduction des taxes à la superficie en échange d'engagements des concessionnaires à inscrire leurs pratiques d'exploitation dans des certifications de bonne gestion forestière type Fsc (Karsenty 2010, Karsenty *et al.* 2012). D'une manière semblable, Doucet *et al.* (2016) suggèrent notamment des réductions de taxes pour financer l'enrichissement des forêts par les exploitants.

Dans les chapitres précédents, nous avons montré qu'à l'horizon de la fin du siècle, les impacts du changement climatique se cumulent à ceux de l'exploitation forestière et entraînent une modification des caractéristiques écologiques des peuplements forestiers en Afrique centrale. Les impacts n'étant pas homogènes d'un groupe d'espèces à l'autre, et du fait de la spécificité des prélèvements, cette dégradation est invisible dans le bilan économique de l'exploitant. Le décalage entre la perception de l'exploitant privé, et l'intérêt d'assurer la pérennité des caractéristiques écologiques des peuplements forestiers appelle à la mise en place de pratiques de gestion forestière améliorée (IFM, *Improved Forest Management*), qui peuvent passer par une réduction volontaire du prélèvement ou un enrichissement artificiel des forêts. Ces options, pouvant se combiner, entraînent à court terme un manque à gagner pour l'exploitant. La question de l'amélioration de la durabilité de l'exploitation des forêts tropicales face au climat devient donc, avant tout, la question du financement compensatoire de pratiques alternatives de gestion. Dans ce chapitre, nous reprendrons le modèle de forêt tropicale exploitée développé aux chapitres précédents pour simuler le devenir du peuplement forestier et de l'exploitation forestière sous différentes



combinaisons de réduction du prélèvement et d'enrichissement artificiel. Comme précédemment, plusieurs scénarios de changement climatique sont testés, et ce, sur plusieurs types de concessions forestières.

Notre stratégie consiste à déterminer la faisabilité économique de trois instruments incitatifs : les crédits carbone, les primes sur bois et les paiements surfaciques. Le coût d'opportunité des pratiques alternatives de gestion est calculé sur la base du manque à gagner pour l'exploitation en comparaison au scénario d'exploitation conventionnel. L'intégration de ce coût dans les trois assiettes de paiement distinctes permet de déterminer le prix de revient, soit le paiement minimal à partir duquel ces instruments compensent le manque à gagner de l'exploitant. Le niveau de ces prix de revient, leur évolution au cours du temps et leur sensibilité au changement climatique sont autant d'éléments pour estimer dans quelle mesure les schémas de compensation sont à même de susciter des stratégies de gestion forestière améliorée.

## V.2 Matériel et méthodes

### V.2.1 Modèle bioéconomique d'exploitation forestière sous aménagement et sous climat variable

#### V.2.1.1 Modélisation

Le modèle bioéconomique reprend le couplage, développé au chapitre précédent, entre un modèle de dynamique forestière et un modèle d'exploitation forestière sous aménagement. Le modèle de dynamique forestière est un mélange de modèles matriciels non-homogènes (MIMM, *mixture of inhomogeneous matrix models*) intégrant des variables climatiques dans les variables explicatives de la dynamique de différents groupes d'espèces (Claeys *et al.* soumis), et reprenant les travaux de Mortier *et al.* (2015).

Le modèle d'exploitation forestière est une formalisation de l'aménagement-concession orienté vers l'export (Fargeot *et al.* 2004), dans lequel une entreprise obtient une concession d'exploitation, en général pour une période de temps équivalente à la durée de rotation, en échange de la mise en place d'un outil industriel de transformation. Le modèle repose sur un fonctionnement sur deux pas de temps, celui de la rotation, et l'année. À chaque début rotation, un nouveau plan d'aménagement est édité, précisant les choix de l'exploitant en termes d'intensité de coupe et de dimensionnement industriel, des choix qui intègrent les obligations de reconstitution des volumes et des premières transformations et qui resteront inchangés pour toute la durée de rotation ; chaque année, les choix d'exploitation sont effectués compte-tenu du plan d'aménagement et du dimensionnement industriel, considérés comme des contraintes fixes. Les deux pas de temps correspondent à deux rentabilités différentes : à chaque rotation, l'exploitant vise à maximiser la rentabilité économique de ses investissements ; à l'échelle de

l'année, il vise à maximiser le résultat d'exploitation dans une optique de rentabilité commerciale. L'exploitant est supposé preneur de prix ou autrement dit, nous supposons que les exploitants n'ont aucun moyen d'influencer les prix des bois qui sont donc ceux observés sur le marché international. À noter que cette hypothèse est simplificatrice car en réalité, l'intégration verticale des concessionnaires forestiers conduit à une maîtrise plus ou moins partielle des conditions de commercialisation des produits fabriqués (Karsenty et Nasi 2004). Les règles d'aménagement comprennent un taux de transformation et des taux de reconstitution minimaux. Les prix et les caractéristiques technologiques sont supposées invariantes dans le temps. En revanche, les espèces exploitées peuvent être choisies, ce qui permet d'intégrer l'exploitation d'espèces de promotion, initialement non exploitées.

#### V.2.1.2 Données

Tout comme dans le chapitre précédent, les données d'inventaire forestière proviennent du dispositif forestier de M'Baïki (3°54'N, 17°56'E), un ensemble de 40 ha de parcelles permanentes situées en RCA dans les forêts de la province de la Lobaye, à 100 km au sud-ouest de Bangui (Bedel *et al.* 1998, et Figure III.A.1 page 115). Des descriptions plus complètes du site expérimental sont présentées par Ouédraogo (2011) et Gourlet-Fleury *et al.* (2013). De nombreux travaux de modélisation se sont appuyés sur le dispositif de M'Baïki, utilisant notamment des modèles matriciels de dynamique forestière (Lahoreau *et al.* 2002, Ouédraogo 2011, Picard 2007, Picard et Liang 2014).

Les données climatiques sont des projections régionales sur la période 1992-2100 menées sur le domaine de l'Expérience de réduction d'échelle climatique régionale (CORDEX, *Coordinated Regional Climate Downscaling Experiment*)-Afrique, à une résolution d' $\approx 50$  km ( $0.44^\circ \times 0.44^\circ$ ). Le modèle de circulation régionale (RCM, *regional circulation model*) utilisé ici est le Modèle atmosphérique régional du centre Rossby (RCA, *Rossby Centre regional atmospheric model*), développé par le Swedish Meteorological and Hydrological Institute (Samuelsson *et al.* 2011, SMHI). Les données climatiques proviennent de 10 modèles de circulation générale (GCM, *general circulation models*) différents (Table III.A.1 page 116) et pour chacun d'entre eux, trois scénarios climatiques sont utilisés : un scénario de référence correspondant à une projection d'un climat constant sur 2006-2099 correspondant au climat historique moyen projeté entre 1992 et 2005, et deux scénarios de changement climatique correspondant à deux Trajectoires représentatives d'émission (RCP, *Representative Concentration Pathways*), le RCP 4.5 et le RCP 8.5 (Moss *et al.* 2010).

Les données industrielles et les structures de coût proviennent de deux concessionnaires forestiers d'Afrique centrale. Le groupe Pallisco-CIFM gère 400 000 ha de forêts naturelles au Cameroun pour un volume de production de 110 000 m<sup>3</sup> de grumes et 24 000 m<sup>3</sup> de sciages (Pallisco et CIFM 2016). Jusqu'en 2017, le groupe Rougier exploitait 2,3 Mha de forêts, répartis dans 4 pays d'Afrique centrale,

le Gabon, le Congo, le Cameroun et la RCA, pour un volume annuel de production de 600 000 m<sup>3</sup> de grumes et 133 000 m<sup>3</sup> de sciages (Rougier 2017). Après plusieurs baisses du chiffre d'affaires en 2016 et 2017, le groupe a déposé le bilan en mars 2018 pour recentrer ses activités sur le seul Gabon (AFP 2018, Karsenty 2018).

Les données de prix des espèces actuellement exploitées proviennent des séries de prix Franco de port (FOB, *free on board*) de bois rond industriel d'Afrique de l'Ouest (*West Africa Ind. roundwood*) entre le 31 août 2001 et le 31 mars 2016 et des séries de bois brut de sciage d'Afrique de l'Ouest (*West Africa Sawn-wood*) entre le 15 octobre 2015 et le 31 mars 2016. Ces séries sont issues des rapports sur le Marché des bois tropicaux (Tm, *Tropical Timber Market*) de l'Organisation Internationale des Bois Tropicaux (OIBT), publiés sur un rythme bihebdomadaire (communications personnelles de l'OIBT<sup>1</sup>). Pour les espèces de promotion, les prix ont été construits par régression linéaire sur les caractéristiques technologiques des bois, issues de la base de données Tropix 7 (Gérard *et al.* 2011).

## V.2.2 Intégration d'options d'amélioration de gestion forestière

Deux options d'amélioration de gestion forestière sont considérées : la réduction volontaire des prélèvements et l'enrichissement artificiel.

La réduction volontaire des prélèvements porte sur l'intensité de coupe. Concrètement, par rapport au scénario d'exploitation classique, l'exploitant décide volontairement de ne pas exploiter certains arbres. La réduction est supposée s'effectuer immédiatement après l'aménagement, toutes choses étant égales par ailleurs. Les choix d'aménagement et de dimensionnement de l'outil industriel restent effectués de la même manière que pour une exploitation classique. L'effet de la réduction ne s'effectue qu'au niveau des choix annuels, avec un outil industriel qui de fait, se retrouve surdimensionné. L'exploitant écarte les arbres dont les valeurs d'exploitation et de transformation sont les plus faibles, tout en continuant de respecter la contrainte d'un taux de transformation minimum.

De manière semblable, l'enrichissement artificiel est supposé être mis en place immédiatement après les décisions d'aménagement et de dimensionnement industriel, et s'effectue toutes choses étant égales par ailleurs. Cette option est également liée à l'intensité de coupe au sens où pour chaque arbre abattu, l'exploitant doit installer un certain nombre de plants, de la même espèce.

La dynamique des plants est considérée de manière distincte de la dynamique des arbres à l'aide deux matriciels distincts mais connectés : un modèle pour les plants, et un modèle pour les arbres, identique au modèle de dynamique forestière décrit dans les chapitres précédents. Nous ferons l'hypothèse que les

---

1. Plus d'informations sur [http://www.itto.int/mis\\_detail/](http://www.itto.int/mis_detail/).

calibrations utilisées pour la croissance et la mortalité dans le modèle de dynamique des plants sont les mêmes que la calibration pour la première classe de diamètre du modèle de dynamique des arbres. Une articulation est ménagée entre les deux modèles de manière à ce que dès qu'un plant atteint la première classe de diamètre décrite dans le modèle des arbres, il est enlevé du modèle des plants et est intégré dans le modèle des arbres, en faisant augmenter le nombre d'arbres de diamètre à hauteur de poitrine (DHP) supérieur à 10 cm. La densité d'arbres et la surface terrière du peuplement, faisant partie des variables explicatives des groupes d'espèces, restent calculées sur le modèle des arbres, et ne tiennent pas compte du modèle des plants. Autrement dit, les indices de compétition utilisés par le modèle de dynamique négligent la compétition occasionnée par les plants de moins de 10 cm de DHP mais intègrent bien la contribution des arbres issus des plants dès lors que leur DHP excède 10 cm. Les plants sont mis en place immédiatement après une coupe et ne sont donc pas soumis aux dégâts d'exploitation associés à cet événement de coupe, l'idée étant justement que ces plants sont installés dans les trouées d'abattage et les pistes de débardage. Par contre, les plants sont soumis aux dégâts d'exploitation des événements de coupe survenant après leur installation (aux rotations suivantes donc).

Les effets de la réduction volontaire des prélèvements et de l'enrichissement artificiel sont intégrés de manière dynamique dans le modèle couplé de dynamique forestier et de fonctionnement de la concession décrit au chapitre précédent. Cela passe concrètement par une adaptation des équations IV.5 page 144, IV.17 page 150 et IV.24 page 152. L'intensité de la réduction de prélèvement est notée  $\mathfrak{R} \in [0, 1[$  et l'intensité de l'enrichissement artificiel est notée  $\mathfrak{P} \in \mathbb{R}^+$ , soit le nombre de plants installés par arbre abattu. Une pratique alternative d'exploitation résulte de la combinaison d'une réduction du prélèvement et d'un enrichissement artificiel et est notée  $\{\mathfrak{R}, \mathfrak{P}\}$ . Avec cette notation, l'exploitation classique sous aménagement est notée  $\{\emptyset, \emptyset\}$ .

## Dynamique forestière

La dynamique forestière sous exploitation est décrite par deux équations. En reprenant les notations introduites au chapitre précédent, une adaptation de l'équation IV.5 page 144 donne pour la dynamique des arbres :

$$\mathbf{N}_s^a(t+1) = \begin{cases} (1 - \zeta(t)) \cdot \mathbf{L}_s(t) \cdot (\mathbf{A}_{g_s}(t) \cdot \mathbf{N}_s^a(t) + r_s \cdot \mathbf{R}_{g_s}(t) + \check{\mathbf{S}}_s^a(t)) & \text{si } t \cdot \tau \equiv a \pmod{\mathfrak{N}} \\ \mathbf{A}_{g_s}(t) \cdot \mathbf{N}_s^a(t) + r_s \cdot \mathbf{R}_{g_s}(t) + \check{\mathbf{S}}_s^a(t) & \text{si } t \cdot \tau \not\equiv a \pmod{\mathfrak{N}} \end{cases} \quad (\text{V.1})$$

avec comme convention d'écriture,  $\mathbf{N}_s^{\star a}(t+1) = \mathbf{A}_{g_s}(t) \cdot \mathbf{N}_s^a(t) + r_s \cdot \mathbf{R}_{g_s}(t)$  la structure diamétrique juste avant exploitation forestière,  $\mathbf{L}_s^a(t) = \text{Diag}(1 - l_{s,d}^a(t)) \in \mathcal{M}_{D,D}([0, 1])$  est la matrice de prélèvement construite à partir des taux de prélèvement  $l_{s,d}^a$  spécifiques à chaque espèce et à chaque classe de diamètre et  $\zeta(t) \in [0, 1]$  est le taux de dégâts causé par l'exploitation au peuplement de l'assiette annuelle de coupe (AAC) au temps  $t$ . Nous avons repris l'équation pantropicale de dégâts forestiers donnée par Picard *et al.*

(2012) :

$$\zeta^a(t) = 1 - (1 + 0,09135 \cdot L^a(t))^{-0,70461} \quad (\text{V.2})$$

où  $L^a(t) \in \mathbb{R}^+$  est l'intensité de coupe sur l'Aac  $a$  au temps  $t$  :

$$L^a(t) = \sum_{s \in \mathcal{S}} \sum_d l_{s,d}^a(t) \cdot n_{s,d}^{\star a}(t+1) \quad (\text{V.3})$$

5600 avec  $\mathcal{S}$  l'ensemble des espèces exploitées.

5601  $\check{S}_s^a(t) \in \mathcal{M}_{D,1}(\mathbb{R}^+)$  est le nombre de plants qui au temps  $t$  passe dans la première classe de diamètre des  
5602 arbres. Il est issu de la deuxième équation, décrivant la dynamique des plants.

Pour la dynamique des plants nous avons :

$$\check{N}_s^a(t+1) = \begin{cases} (1 - \zeta(t)) \cdot (\check{A}_{g_s}(t) \cdot \check{N}_s^a(t)) + \mathfrak{P} \cdot L_s^a(t) \cdot \mathbf{1}_{D,1} & \text{si } t \cdot \tau \equiv a \pmod{\aleph} \\ \check{A}_{g_s}(t) \cdot \check{N}_s^a(t) & \text{si } t \cdot \tau \not\equiv a \pmod{\aleph} \end{cases} \quad (\text{V.4})$$

avec  $\check{N}_s^a(t) \in \mathcal{M}_{D,1}(\mathbb{R}^+)$  le vecteur-effectif des plants de l'espèce  $s$  au temps  $t$  d'élément générique  $(\check{n}^a(t))_{s,d}$ ,  $\check{A}_{g_s}(t)$  la matrice de transition simplifiée et  $\mathbf{1}_{D,1}$  le vecteur unitaire pour la première classe diamétrique des plants.

La matrice de transition des plants  $\check{A}_{g_s}(t)$  est liée à la matrice de transition des arbres  $A_{g_s}(t)$  et nous avons :

$$\check{A}_{g_s}(t) = \begin{pmatrix} p_{g_s,1}(t) & 0 & \dots & 0 \\ q_{g_s,1}(t) & p_{g_s,1}(t) & & 0 \\ & \ddots & \ddots & \\ 0 & \dots & q_{g_s,1}(t) & p_{g_s,1}(t) \end{pmatrix} \quad (\text{V.5})$$

où  $p_{g_s,1}(t)$  et  $q_{g_s,1}(t)$  sont les paramètres de transition de  $A_{g_s}(t)$  pour la première classe de diamètre à hauteur de poitrine ( $D_{BH}$ , *diameter at breast height*) des arbres.

L'articulation entre la structure des plants et la structure des arbres s'opère de la manière suivante :

$$\check{S}_s^a(t) = p_{g_s,1}(t) \cdot \check{n}_{s,D}^a(t) \cdot \mathbf{1}_{D,1} \quad (\text{V.6})$$

5603 où  $\mathbf{1}_{D,1}$  est le vecteur unitaire pour la première classe diamétrique des arbres.

## Exploitation forestière

Le programme suivi dans les choix d'aménagement et de dimensionnement industriel est identique

au chapitre précédent (équation IV.17 page 150 :

$$\begin{aligned} \max_{\mathfrak{L}} \frac{CA(t_\phi) - C(t_\phi)}{C(t_\phi)} \quad \text{s.c.} \quad & \frac{\eta^{-1} \cdot V^{\text{sci}}(t_\phi)}{V^{\text{gru}}(t_\phi)} \geq \Xi_{\min} \\ & CA(t_\phi) - C(t_\phi) > 0 \end{aligned} \quad (\text{V.7})$$

Le programme suivi dans les choix d'exploitation annuels diffère du programme décrit dans le chapitre précédent (équation IV.24 page 152 par de nouvelles contraintes et de nouveaux coûts. En reprenant les notations introduites au chapitre précédent, nous avons :

$$\begin{aligned} \max_{\bigcup_{s \in \mathcal{S}} \bigcup_d \{l_{s,d}, \xi_{s,d}\}} CA(t) - C(t) - C_{\mathcal{R}, \mathfrak{P}}(t) \quad \text{s.c.} \quad & \frac{\eta^{-1} \cdot V^{\text{sci}}(t)}{V^{\text{gru}}(t)} \geq \Xi_{\min} \\ & \sum_{s \in \mathcal{S}} \sum_d l_{s,d} \cdot n_{s,d}^*(t) \leq \mathcal{R} \cdot \mathfrak{L}(\phi) \end{aligned} \quad (\text{V.8})$$

avec  $C_{\mathcal{R}, \mathfrak{P}}(t)$  les surcoûts au temps  $t$  liés à la mise en place d'une exploitation alternative basée sur une réduction  $\mathcal{R}$  du prélèvement et une intensité  $\mathfrak{P}$  d'enrichissement artificiel.

Comme dans le chapitre précédent, les variables de choix sont les taux de prélèvement  $l_{s,d}$  et les taux de transformation  $\xi_{s,d}$  spécifiques à chaque espèce et à chaque classe de diamètre. Le programme du chapitre précédent pour déterminer ces variables (équation IV.25 page 152) peut être adapté de la manière suivante :

$$\begin{aligned} \max_{\bigcup_{s \in \mathcal{S}} \bigcup_d \{l_{s,d}, \xi_{s,d}\}} & \sum_{s \in \mathcal{S}} \sum_d \left( \xi_{s,d}(t) \cdot \lambda_{s,d}'^{\text{sci}} + (1 - \xi_{s,d}(t)) \cdot \lambda_{s,d}'^{\text{gru}} \right) \cdot l_{s,d}(t) \cdot n_{s,d}^*(t) \\ \text{s.c.} \quad & \frac{\sum_{s \in \mathcal{S}} \sum_d \eta_s^{-1} \cdot \xi_{s,d} \cdot v_{s,d}(t) \cdot l_{s,d}(t) \cdot n_{s,d}^*(t)}{\sum_{s \in \mathcal{S}} \sum_d v_{s,d}(t) \cdot l_{s,d}(t) \cdot n_{s,d}^*(t)} \geq \Xi_{\min} \\ & \sum_{s \in \mathcal{S}} \sum_d l_{s,d} \cdot n_{s,d}^*(t) \leq \mathcal{R} \cdot \mathfrak{L}(\phi) \end{aligned} \quad (\text{V.9})$$

#### Surcoûts liés aux options d'amélioration de gestion

L'adoption de pratiques alternatives d'exploitation ainsi que la mise en place de schémas de compensation du manque à gagner présente différents coûts, parmi lesquels nous distinguons :

— les coûts d'enrichissement artificiel

$$C^{\text{syl}}(t) = \left( c_L^{\text{syl}} + c_P^{\text{syl}} \cdot \mathfrak{P} \right) \cdot L(t) \quad (\text{V.10})$$

avec  $c_L^{\text{syl}}$  le coût unitaire pour nettoyer les espaces dégagés par l'abattage des arbres (trouées d'abattage et pistes de débardage),  $c_P^{\text{syl}}$  le coût unitaire d'installation d'un plant et  $L(t)$  l'intensité de coupe au temps  $t$ .

— les coûts de transaction

$$C^{\text{prj}} = \frac{c_{\aleph}^{\text{prj}}}{\aleph} + c^{\text{prj}} + c_{\mathfrak{S}}^{\text{prj}} \cdot \mathfrak{S} \quad (\text{V.11})$$

avec  $c_{\aleph}^{\text{prj}}$  les coûts d'ouverture et d'installation du projet, répartis sur toute la durée de rotation,  
 $c^{\text{prj}}$  le coût annuel de vérification du projet et  $c^{\text{prj}}$  le coût annuel unitaire de suivi du projet,  
dépendant de la superficie de concession.

Les surcoûts liés aux options d'amélioration de gestion s'écrivent :

$$C_{\aleph, \mathfrak{p}}(t) = C^{\text{syl}}(t) + C^{\text{prj}} \quad (\text{V.12})$$

## V.2.3 Protocole de simulation et d'analyse

### V.2.3.1 Traitement des données

Comme dans les chapitres précédents, pour le modèle de dynamique forestière, nous avons utilisé  $D = 220$  classes de  $DBH$ , allant de  $D_1 = 10$  à  $D_{220} = 229$  cm, avec une largeur constante égale  $\delta_d = 1$  cm. Le pas de temps est égal à  $\tau = 0.1$  an, de sorte qu'une année est égale à  $\tau^{-1} = 10$  pas de temps. Pour le modèle de dynamique des plants, nous avons utilisé  $\check{D} = 9$  classes de  $DBH$ , allant de  $\check{D}_1 = 1$  à  $\check{D}_9 = 9$  cm. Les autres paramètres généraux sont identiques au modèle matriciel des arbres.

Pour le modèle d'entreprise forestière, la durée de rotation est constante et est fixée à  $\aleph = 25$  ans. Nous avons pris 2 valeurs de superficie  $\mathfrak{S}$  (100 000 et 400 000 ha) et 2 valeurs de distance au port  $D$  (400 et 800 km). Pour les paramètres industriels exogènes, nous avons considéré que le taux minimum de transformation est fixé à  $\Xi_{\min} = 85$  %, le rendement-matière à  $\eta = 30$  % et la capacité annuelle de transformation à  $\kappa^{\text{sci}} = 15\,000$  m<sup>3</sup> par unité de transformation. Par construction, la capacité annuelle par unité de production est de  $\kappa^{\text{gru}} = 60\,000$  m<sup>3</sup> de manière à traduire un bon couplage entre les phases de production de grumes et de transformation. Pour les paramètres exogènes à l'aménagement, nous avons considéré un diamètre maximum d'exploitation de  $D_{\max} = 150$  cm et un  $D_{\text{ME}}$  de  $D_{\min} = 60$  cm. La densité minimale pour qu'une espèce soit exploitée est fixée à  $0.005$  ha<sup>-1</sup>. Comme au chapitre précédent, le taux minimum de reconstitution  $X_{s, \min}(\phi)$  est fixé à 50 % lorsqu'une espèce n'a jamais été exploitée, à 100 % pour toutes les espèces ayant déjà été exploitées au moins une fois. Si le taux de reconstitution de première exploitation est conforme aux dispositions de la majorité des réglementations des États de la région, le taux de 100 % n'est pas forcément représentatif des pratiques actuelles, mais correspond à un principe de l'aménagement durable une fois écarté le bonus de forêt primaire.

Pour les options d'amélioration de gestion, nous avons considéré 2 valeurs de réduction du prélèvement, une faible valeur de 5 % et une forte valeur de 50 %, et 2 valeurs d'enrichissement artificiel,

une faible valeur de 10 plants par arbre abattu et une forte valeur de 200 plants par arbre abattu. Ces valeurs sont choisies ne prennent pas en compte toutes les contraintes de faisabilité technique mais ont à vocation à illustrer par des cas contrastés, les différences entre des méthodes d'enrichissement très légères et des méthodes plus intensives. La faible valeur d'enrichissement est proche des valeurs de régénération naturelle – Kouadio et Doucet (2009) rapporte ainsi une densité de 12,7 plants.ha<sup>-1</sup> de trouée pour le Moabi ; Michel (2009) une densité de 5 plants par trouée. En considérant une surface disponible de 550 m<sup>2</sup> par arbre coupé, résultant des surfaces moyennes de trouée et de débarquement utilisées dans Rossi *et al.* (2017), la forte valeur d'enrichissement s'inspire des méthodes plus intensives, telles que la méthode d'enrichissement de Doucet *et al.* (2016), en considérant un espacement réduit de moitié à 1,5 m×1,5 m. Par le passé, la méthode dite des placeaux avait conduit à des espacements encore plus réduits, 60 cm par exemple chez Pierlot (1965). Une différence importante à rappeler par rapport à ces travaux est que dans notre cas, nous faisons l'hypothèse que la composition des plants mis en place correspond exactement à la composition des arbres récoltés durant la même année.

Le traitement des données forestières et des données climatiques est identique à ceux effectués dans les chapitres précédents. En particulier, les variables explicatives de la dynamique forestière restent les mêmes (tableau III.A.2, page 118), à l'exception de la concentration atmosphérique en CO<sub>2</sub>, qui n'a pas ici été considérée.

Comme dans le chapitre précédent, nous avons utilisé les équations allométriques de la base de données de GlobAllometree (Henry *et al.* 2013, Cifuentes Jara *et al.* 2015) pour calculer les volumes de bois par espèce et par classe de diamètre.

Le traitement des données de prix et de coût et des données industrielles et technologiques est identique à celui effectué dans le chapitre précédent. En particulier les équations de régression utilisées pour calculer les prix des grumes et des sciages et les coûts spécifiques de transformation des espèces de promotion à partir des caractéristiques technologiques sont les mêmes que celles établies au chapitre précédent. La structure de coût unifié, établie à partir des données transmises par les concessionnaires Pallisco-CIFM et Rougier est la même qu'au chapitre précédent.

Pour les surcoûts liés à l'adoption de pratiques alternatives de gestion, nous avons utilisé les coûts de transaction établis pour les projets de carbone forestier de Rossi *et al.* (2017), principalement issus de la structure de coût d'opportunité de REDD+ établie par Benitez *et al.* (2011). Les coûts d'enrichissement proviennent des études de faisabilité de l'enrichissement des trouées d'abattage de Doucet *et al.* (2009).

### V.2.3.2 Protocole de simulation

Le protocole de simulation utilisé dans ce chapitre s'appuie sur le protocole employé dans les chapitres précédents sur la période de projection. Nous avons utilisé 3 scénarios climatiques : i) 10 jeux sous



RCP 4.5, ii) 10 jeux sous RCP 8.5, iii) 10 jeux sous climat historique constant. Ce dernier scénario permet par comparaison aux deux premiers d'identifier les modifications pouvant être associées au changement climatique.

La période de projection correspond à la période comprise entre 2006 et 2099 (2096 pour le GCM MOHC-HadGEM2-ES). Les simulations sont initialisées sur le peuplement moyen témoin de M'Baïki.

Pour étudier l'importance de la diversité des concessions forestières, nous avons répliqué ce protocole de simulation sur 4 types d'entreprises, en croisant les 2 valeurs de superficie de concession et les 2 valeurs de distance au port. Afin d'avoir un même cadre temporel d'analyse, nous n'avons considéré qu'une seule durée de rotation, égale à 25 ans. La période de projection permet ainsi de considérer 4 rotations, dont 3 complètes, la dernière n'étant couverte qu'à 72 % (60 % pour le GCM MOHC-HadGEM2-ES).

Le croisement des valeurs de réduction du prélèvement et des valeurs d'enrichissement artificiel, auxquelles peuvent être ajoutées l'absence de réduction du prélèvement et/ou l'absence d'enrichissement, conduit à 9 différents types d'exploitation : l'exploitation classique sous aménagement et 8 combinaisons de réduction du prélèvement et/ou d'enrichissement. Le protocole de simulation est répliqué pour chaque type d'exploitation.

Tout confondu, ce protocole de simulation permet de générer 1 080 projections de dynamique forestière sous climat variable ou non, avec ou sans exploitation.

### V.2.3.3 Cadre d'analyse

#### Analyse du peuplement forestier

Comme dans le chapitre précédent, en plus d'un suivi des processus dynamiques de la croissance, de la mortalité et du recrutement, l'analyse du peuplement forestier s'effectue au niveau du peuplement total et de chaque guildes de régénération et s'appuie sur 4 variables structurelles : la densité d'arbres (en  $\text{ha}^{-1}$ ), la surface terrière (en  $\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$ ), le diamètre quadratique (en cm) et la biomasse carbone (en  $\text{t}_{\text{eq}}\text{ceCO}_2.\text{ha}^{-1}$ ). Les trois premières variables se calculent directement à partir des sorties du modèle de dynamique forestière tandis que pour la quatrième, nous avons combiné une équation allométrique pantropicale (Chave *et al.* 2014, avec  $E = -0.01816223$  pour la variable bioclimatique locale) avec le coefficient de conversion de la biomasse en carbone égal à 0,47 (Eggleston *et al.* 2006, Table 4.3) et le rapport de masse du carbone en  $\text{CO}_2$  égal à 0,273. Les densités spécifiques de bois proviennent de la base de données de Zanne *et al.* (2009). Pour les espèces pour lesquelles aucune valeur n'était disponible au niveau spécifique, nous avons pris la valeur moyenne au niveau du genre lorsque cette dernière pouvait être calculée et autrement, la valeur par défaut de  $0,60 \text{ g.cm}^{-3}$ , recommandée par Henry *et al.* (2010, page 1383) pour les bois tropicaux africains.

### 5701 **Analyse de l'exploitation forestière**

5702 L'analyse de la récolte de bois s'appuie sur le suivi de sa composition diamétrique et spécifique, de  
5703 l'intensité de coupe (en  $\text{ha}^{-1}$ ) et du volume de production (en  $\text{m}^3.\text{ha}^{-1}$ ). L'étude de l'aménagement  
5704 porte sur la liste des espèces exploitées et leurs DMA, ainsi que sur le volume objectif de production  
5705 (en  $\text{m}^3.\text{ha}^{-1}$ ) et le nombre d'unités de production. Le bilan économique de l'exploitation porte sur le  
5706 résultat d'exploitation (en  $\text{€}.\text{ha}^{-1}$ ) et le taux de marge nette (en %).

### 5707 **Analyse de revient des options de financement**

5708 Pour les 3 options de financement considérées, les crédits carbone, les primes sur bois et les paiements  
5709 surfaciques, l'analyse consiste à déterminer le prix de revient de l'instrument permettant de compenser  
5710 le manque à gagner de l'exploitant associé à l'adoption d'alternatives de gestion. Le manque à gagner est  
5711 déterminé par la différence sur une rotation entre la valeur actualisée nette (VAN) de l'exploitation avec  
5712 alternatives de gestion et la VAN de l'exploitation classique. Ce manque à gagner est déterminé pour  
5713 chaque rotation, avec un taux d'actualisation de 10 %.

5714 Le nombre de crédits carbone ne correspond pas systématiquement à la différence de biomasse carbone  
5715 entre deux projections du fait de la prise en compte du risque de non-permanence. Plusieurs stratégies  
5716 existent pour limiter ce risque et ses répercussions environnementales et financières, conduisant à une  
5717 multiplication des approches dans les différents standards de certification (Galik et Jackson 2009, Galik  
5718 *et al.* 2009). Nous avons repris l'approche de Ndjondo *et al.* (2014), elle-même issue des orientations du  
5719 Vcs pour les projets de gestion forestière améliorée avec exploitation (Vcs 2011). Dans cette approche,  
5720 les crédits sont progressivement émis au fur et à mesure que le gain carbone entre le scénario alternatif  
5721 et le scénario de référence augmente jusqu'à atteindre un nombre maximal, appelé bénéfice moyen de  
5722 long-terme, représentant la quantité de carbone pouvant être considéré comme séquestrée de manière  
5723 permanente. Par ailleurs, un système de *buffer* est censé prendre en compte les autres risques de non-  
5724 permanence, liés à des perturbations anthropiques ou naturelles.

## 5725 **V.3 Résultats**

5726 Les résultats ici présentés portent sur les combinaisons des deux options de réduction des prélèvement  
5727 et d'enrichissement artificiel. Les résultats spécifiques à chaque option sont présentés en annexe V.B.1  
5728 page 279 et annexe V.B.2 page 285 respectivement pour la réduction de prélèvement et l'enrichissement  
5729 artificiel. La structure de chacune de ces sections est identique et aborde successivement 3 thèmes : la  
5730 structure, la composition et la dynamique des peuplements forestiers, les indicateurs d'exploitation et  
5731 enfin, les prix de revient obtenus avec chaque option de financement. Pour chaque thème, les résultats  
5732 sont exprimés en comparaison avec les résultats obtenus dans les simulations d'exploitation classique  
5733 sous aménagement, présentés dans le chapitre précédent. Les résultats sont d'abord présentés tous types

de concessions et sans changement climatique. L'influence de la distance au port et de la surface de la concession est ensuite étudiée, puis l'impact du changement climatique.

### **V.3.1 Structure, composition et dynamique des peuplements forestiers**

Les résultats sur la structure, la dynamique et la composition du peuplement forestier sont présentés dans le tableau V.1, page 230 pour la réduction du prélèvement ; dans le tableau V.2, page 231 pour l'enrichissement artificiel et dans les tableaux V.3 et V.4 pages 232 et 232 pour les combinaisons de réduction volontaire du prélèvement et d'enrichissement artificiel.

#### **V.3.1.1 Comparaison avec les projections d'exploitation classique sous aménagement**

L'ensemble des combinaisons considérées ont pour effet de réduire les impacts de l'exploitation sur le peuplement, tant sur la structure que sur la dynamique forestière. En ce qui concerne la structure, les projections d'exploitation avec un fort enrichissement et/ou une forte réduction montrent des différences significatives par rapport aux projections d'exploitation classique sous aménagement. Toutes combinaisons contenant un fort enrichissement et/ou une forte réduction confondues, les alternatives d'exploitation permettent, par rapport à une exploitation classique, d'augmenter la densité d'arbre de  $5.22 \pm 0.29$  %, la surface terrière de  $7.3 \pm 0.45$  %, le diamètre quadratique de  $7.3 \pm 0.45$  % et la biomasse carbone de  $7.98 \pm 0.52$  %. Les écarts les plus importants sont obtenus en combinant une forte réduction du prélèvement et un fort enrichissement artificiel :  $+7.18 \pm 0.56$  % en densité d'arbre,  $+10.3 \pm 0.83$  % en surface terrière,  $+1.44 \pm 0.21$  % en diamètre quadratique et  $+12.5 \pm 0.82$  % en biomasse carbone.

Le constat est similaire sur le plan de la dynamique forestière. Les combinaisons impliquant une forte réduction du prélèvement et/ou un fort enrichissement conduisent à réduire la croissance de  $16.1 \pm 1.1$  %, la mortalité de  $10.5 \pm 0.54$  % et le recrutement de  $13.6 \pm 0.88$  %. La combinaison d'une forte réduction et d'un fort enrichissement est celle qui permet d'avoir les plus grands écarts par rapport à une exploitation classique :  $-26.6 \pm 1.4$  % en croissance,  $-14.6 \pm 0.96$  % en mortalité et  $-19.7 \pm 1.5$  % en recrutement.

Aucune combinaison ne permet de rétablir une structure ou une dynamique forestière semblable à celles projetées dans les peuplements sans exploitation. De toutes les combinaisons étudiées, celle basée sur une forte réduction du prélèvement et un fort enrichissement est celle qui permet de minimiser l'écart avec un peuplement non exploité. Des différences significatives demeurent cependant :  $-4.4 \pm 0.57$  % en densité d'arbre,  $-6.22 \pm 0.54$  % en surface terrière,  $-0.944 \pm 0.21$  % en diamètre quadratique et  $-4.4 \pm 0.57$  % en biomasse carbone pour ce qui relève de la structure ;  $+35.8 \pm 2.6$  % en croissance,  $+10.9 \pm 1.1$  % en mortalité et  $+15.8 \pm 1.5$  % en recrutement pour ce qui relève de la dynamique.

Les combinaisons n'entraînent pas les mêmes changements de composition de guildes. Par rapport aux projections avec une exploitation classique, la réduction du prélèvement entraîne des changements exactement opposés à ceux causés par l'exploitation : une diminution de l'abondance des espèces P ( $-1.77 \pm 0.15$  %, avec une forte réduction) en faveur d'une augmentation de l'abondance des espèces NPLD ( $+0.81 \pm 0.1$  %) et des espèces SB ( $+0.97 \pm 0.2$  %). Si l'enrichissement augmente lui-aussi l'abondance des espèces NPLD ( $+4.3 \pm 0.7$  %), l'effet sur les autres guildes est opposé à celui de la réduction du prélèvement, avec une augmentation de l'abondance des espèces P ( $+0.52 \pm 0.2$  %) et une diminution de celle des espèces SB ( $-4.8 \pm 0.7$  %). Ces effets ne se cumulent pas entre eux. Au final, un fort enrichissement sans réduction du prélèvement est la combinaison qui maximise la proportion de NPLD ( $29 \pm 0.7$  %); une forte réduction du prélèvement sans enrichissement est celle qui maximise la proportion de SB ( $63 \pm 0.2$  %) tandis que la combinaison d'une faible réduction du prélèvement et d'un fort enrichissement est celle qui maximise la proportion de P ( $14 \pm 0.4$  %). Par rapport aux projections sans exploitation, toutes les combinaisons conduisent à une augmentation de la proportion de P (de  $+1.7 \pm 0.1$  à  $+4.1 \pm 0.5$  %) et à une diminution de la proportion de SB (de  $-6.3 \pm 0.7$  à  $-0.52 \pm 0.2$  %). La proportion de NPLD peut connaître une baisse allant jusqu'à  $-1.9 \pm 0.2$  % (exploitation classique) ou une hausse allant jusqu'à  $+2.3 \pm 0.7$  % (fort enrichissement sans réduction du prélèvement).

#### **V.3.1.2 Influence de la distance au port et de la surface de concession**

Seules les combinaisons impliquant une forte réduction du prélèvement et/ou un fort enrichissement montrent des différences significatives sur les effets sur le peuplement en fonction de la superficie des concessions. Toutes combinaisons concernées confondues, l'effet de la réduction et/ou de l'enrichissement sur la structure est  $2.2 \pm 0.2$  % plus fort dans les grandes concessions que dans les petites concessions. Sur la dynamique forestière, l'effet est  $4.2 \pm 0.5$  % plus fort dans les grandes concessions que dans les petites concessions. Aucun effet significatif de la distance au port n'est observable.

#### **V.3.1.3 Impact du changement climatique**

Les combinaisons de réduction de prélèvement et d'enrichissement artificiel montrent une sensibilité particulièrement élevée au changement climatique. Pour les combinaisons impliquant une faible réduction du prélèvement, l'impact sur la structure du peuplement forestier est ainsi  $9.45 \pm 0.87$  % plus fort dans les projections avec changement climatique que dans les projections sans. L'impact sur la dynamique forestière y est également  $8.86 \pm 0.69$  % plus élevé. Pour les combinaisons impliquant une forte réduction du prélèvement, l'impact sur la structure forestière est  $4 \pm 0.6$  % plus élevée dans les scénarios avec changement climatique que dans les scénarios sans. Il n'y pas de différence significative entre les scénarios climatiques concernant l'effet d'une faible réduction du prélèvement sur la dynamique forestière.

5798      Concernant l'enrichissement artificiel, l'effet du climat est très visible dans le cas d'un fort enrichisse-  
5799      ment. L'impact sur la structure du peuplement forestier est ainsi  $3.98 \pm 0.56$  % plus fort dans les projec-  
5800      tions avec changement climatique que dans les projections sans, tandis que l'impact sur la dynamique  
5801      forestière est  $15.4 \pm 0.85$  % plus fort.

	Total			P			NPLD			Sb		
	hst	45	85	hst	45	85	hst	45	85	hst	45	85
<b>Exploitation avec faible réduction du prélèvement</b>												
Densité d'arbres (ha <sup>-1</sup> )	530 ± 10	440 ± 20 ★★	430 ± 40	68 ± 2 ★★	71 ± 6	66 ± 6 ★	130 ± 3	110 ± 4 ★★★	100 ± 8 ●	320 ± 7	250 ± 20 ★★	260 ± 30
Surface terrière (m <sup>2</sup> .ha <sup>-1</sup> )	37 ± 0.5	37 ± 2 ★★★	42 ± 4 ★	5.7 ± 0.09 ★★	6.3 ± 0.2	7 ± 0.4	13 ± 0.2 ●	13 ± 0.9 ★★★	15 ± 1 ★	18 ± 0.3	17 ± 1 ★★★	20 ± 2 ●
Diamètre quadratique (cm)	30 ± 0.5 ●	32 ± 1 ★★	35 ± 2 ●	33 ± 0.5	37 ± 2 ●	41 ± 2 ●	36 ± 0.6 ●	38 ± 2 ★★	41 ± 2 ●	27 ± 0.4	29 ± 1 ★	31 ± 2
Biomasse carbone (t <sub>eq</sub> CO <sub>2</sub> .ha <sup>-1</sup> )	480 ± 8	480 ± 30 ★★★	560 ± 60 ★	44 ± 0.8 ★★	48 ± 2	56 ± 4	180 ± 4 ●	180 ± 10 ★★★	210 ± 20 ★	250 ± 5 ●	240 ± 20 ★★★	280 ± 30 ●
Croissance (cm.an <sup>-1</sup> )	0.19 ± 0.01 ●	0.41 ± 0.05 ★★★	0.79 ± 0.2 ●	0.32 ± 0.01	0.6 ± 0.06 ★★★	1.1 ± 0.2 ●	0.24 ± 0.01 ●	0.45 ± 0.04 ★★★	0.84 ± 0.1 ●	0.15 ± 8 · 10 <sup>-3</sup> ●	0.32 ± 0.04 ★★★	0.66 ± 0.2 ●
Taux de mortalité	0.014 ± 4 · 10 <sup>-4</sup> ●	0.042 ± 0.01 ★★★	0.067 ± 0.02 ★	0.033 ± 9 · 10 <sup>-4</sup>	0.062 ± 0.01 ★★★	0.078 ± 0.02 ●	9.6 · 10 <sup>-3</sup> ± 3 · 10 <sup>-4</sup>	0.033 ± 9 · 10 <sup>-3</sup> ★★★	0.065 ± 0.02 ●	0.012 ± 3 · 10 <sup>-4</sup>	0.036 ± 9 · 10 <sup>-3</sup> ★★★	0.067 ± 0.02 ★
Taux de recrutement (ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup> )	9 ± 0.2	17 ± 3 ★★	22 ± 6 ★	2.6 ± 0.1	7.9 ± 2 ★	8.7 ± 2 ★	1.5 ± 0.03	3.2 ± 0.7 ★★★	5.2 ± 2 ★	4.7 ± 0.1	5.7 ± 0.8 ★★	7.7 ± 2 ●
Turnover (%)	1.6 ± 0.04	4.5 ± 1 ★★★	7.7 ± 2 ●	3.6 ± 0.1	6.8 ± 1 ★★★	9.1 ± 2 ★	1.1 ± 0.03	3.4 ± 0.9 ★★★	7.5 ± 3 ●	1.3 ± 0.02	3.6 ± 0.9 ★★★	7.6 ± 3 ●
<b>Exploitation avec forte réduction du prélèvement</b>												
Densité d'arbres (ha <sup>-1</sup> )	550 ± 10 ★★★	460 ± 20 ★★★	450 ± 40 ★★	62 ± 2 ★★★	67 ± 6 ★★★	64 ± 5 ★★	140 ± 3 ★★★	110 ± 5 ★★★	110 ± 8 ★★★	340 ± 8 ★★★	270 ± 20 ★★★	270 ± 30 ★★
Surface terrière (m <sup>2</sup> .ha <sup>-1</sup> )	40 ± 0.6 ★★★	40 ± 2 ★★★	45 ± 4 ★★★	5.3 ± 0.08 ★★★	6 ± 0.2 ★★★	6.8 ± 0.4 ★★	15 ± 0.3 ★★★	15 ± 1 ★★★	17 ± 2 ★★★	19 ± 0.3 ★★★	19 ± 1 ★★★	21 ± 2 ★★★
Diamètre quadratique (cm)	31 ± 0.5 ★★★	33 ± 1 ★★★	35 ± 2 ★★	33 ± 0.6	37 ± 2 ●	40 ± 2	38 ± 0.6 ★★★	40 ± 2 ★★★	42 ± 2 ★★★	27 ± 0.4 ●	29 ± 1 ★★★	31 ± 2
Biomasse carbone (t <sub>eq</sub> CO <sub>2</sub> .ha <sup>-1</sup> )	530 ± 9 ★★★	530 ± 40 ★★★	610 ± 60 ★★★	42 ± 0.7 ★★★	47 ± 2 ★★★	54 ± 3 ★★	220 ± 4 ★★★	210 ± 20 ★★★	250 ± 30 ★★★	260 ± 5 ★★★	260 ± 20 ★★★	300 ± 30 ★★★
Croissance (cm.an <sup>-1</sup> )	0.15 ± 9 · 10 <sup>-3</sup> ★★★	0.37 ± 0.05 ★★★	0.75 ± 0.2 ★★★	0.22 ± 0.01 ★★★	0.53 ± 0.06 ★★★	1 ± 0.2 ★★★	0.2 ± 0.01 ★★★	0.42 ± 0.04 ★★★	0.8 ± 0.1 ★★★	0.11 ± 7 · 10 <sup>-3</sup> ★★★	0.29 ± 0.04 ★★★	0.62 ± 0.1 ★★★
Taux de mortalité	0.013 ± 3 · 10 <sup>-4</sup> ★★★	0.041 ± 0.01 ★★★	0.067 ± 0.02 ★★★	0.028 ± 8 · 10 <sup>-4</sup> ★★★	0.06 ± 0.01 ★★★	0.077 ± 0.02 ★★★	9 · 10 <sup>-3</sup> ± 3 · 10 <sup>-4</sup> ★★★	0.033 ± 9 · 10 <sup>-3</sup> ★★★	0.065 ± 0.02 ★★★	0.011 ± 3 · 10 <sup>-4</sup> ★★★	0.035 ± 9 · 10 <sup>-3</sup> ★★★	0.066 ± 0.02 ★★★
Taux de recrutement (ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup> )	7.7 ± 0.2 ★★★	16 ± 3 ★★★	21 ± 6 ★★★	1.9 ± 0.08 ★★★	7.3 ± 2 ★★★	8.5 ± 3 ★★★	1.3 ± 0.03 ★★★	3 ± 0.7 ★★★	5 ± 2 ★★★	4.2 ± 0.1 ★★★	5.3 ± 0.8 ★★★	7.3 ± 2 ★★★
Turnover (%)	1.3 ± 0.03 ★★★	4.3 ± 1 ★★★	7.6 ± 2 ★★★	2.9 ± 0.08 ★★★	6.5 ± 1 ★★★	8.9 ± 2 ★★★	0.94 ± 0.02 ★★★	3.3 ± 0.9 ★★★	7.4 ± 3 ★★★	1.2 ± 0.02 ★★★	3.5 ± 0.9 ★★★	7.4 ± 3 ★★★

Table V.1 – Valeurs moyennes et erreurs-types des indicateurs de structure et de dynamique forestières à la fin du siècle au niveau du peuplement général et de chaque guildes de régénération, dans les peuplements exploités avec une réduction volontaire du prélèvement. La significativité des différences avec les scénarios d'exploitation classique sous aménagement, obtenue par test de Student, est indiquée avec le code suivant : ●  $p < 0.1$ , ★  $p < 0.05$ , ★★  $p < 0.01$  et ★★★  $p < 0.001$ .

	hst	Total 45	85	hst	P 45	85	hst	NPLD 45	85	hst	Sb 45	85
<b>Exploitation avec faible enrichissement</b>												
Densité d'arbres (ha <sup>-1</sup> )	530 ± 10 ●	440 ± 20 ★★	440 ± 40	68 ± 2	70 ± 6 ★	65 ± 6 ★	130 ± 2 ★★★	110 ± 4 ★★★	110 ± 8 ★★★	320 ± 8 ★	250 ± 20 ★★	250 ± 30 ★★
Surface terrière (m <sup>2</sup> .ha <sup>-1</sup> )	37 ± 0.5 ★	37 ± 2 ★★★	42 ± 4 ★★	5.8 ± 0.1 ★★★	6.3 ± 0.2 ★★	7 ± 0.4 ●	13 ± 0.2 ★★	14 ± 1 ★★★	16 ± 2 ★★★	18 ± 0.3 ●	17 ± 1 ★	19 ± 2 ★★
Diamètre quadratique (cm)	30 ± 0.4 ●	33 ± 1 ★★★	35 ± 2 ★	33 ± 0.5 ★★	37 ± 2 ★★★	41 ± 2 ★★	36 ± 0.5 ●	38 ± 2	41 ± 2	27 ± 0.4	29 ± 1 ★	31 ± 2
Biomasse carbone (t <sub>eq</sub> CO <sub>2</sub> .ha <sup>-1</sup> )	480 ± 8 ●	480 ± 30 ★★★	560 ± 60 ★	45 ± 0.9 ★★	49 ± 2 ★	56 ± 4	190 ± 4 ★	190 ± 10 ★★★	230 ± 20 ★★★	240 ± 5 ●	240 ± 20 ★	280 ± 30 ★★
Croissance (cm.an <sup>-1</sup> )	0.19 ± 0.01	0.41 ± 0.05 ★★★	0.8 ± 0.2	0.32 ± 0.02	0.59 ± 0.05 ★★★	1.1 ± 0.2 ★★	0.25 ± 0.01	0.46 ± 0.03	0.85 ± 0.1 ●	0.15 ± 9 · 10 <sup>-3</sup> ★	0.32 ± 0.04 ★★★	0.65 ± 0.2 ★★
Taux de mortalité	0.014 ± 4 · 10 <sup>-4</sup> ●	0.042 ± 0.01 ★★★	0.067 ± 0.02 ★★★	0.033 ± 10 · 10 <sup>-4</sup> ★	0.062 ± 0.01 ★★★	0.078 ± 0.02 ★★	9.6 · 10 <sup>-3</sup> ± 3 · 10 <sup>-4</sup> ●	0.033 ± 9 · 10 <sup>-3</sup> ★	0.065 ± 0.02	0.012 ± 3 · 10 <sup>-4</sup> ●	0.036 ± 9 · 10 <sup>-3</sup> ★★★	0.067 ± 0.02 ★★
Taux de recrutement (ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup> )	9 ± 0.2 ★	17 ± 3 ★★★	22 ± 6 ★★	2.6 ± 0.1 ●	7.7 ± 2 ★★★	8.7 ± 3 ★★	1.5 ± 0.04 ●	3.2 ± 0.7 ★★★	5.2 ± 2 ★★	4.7 ± 0.1 ★	5.6 ± 0.8 ★★★	7.6 ± 2 ★★
Turnover (%)	1.6 ± 0.04 ●	4.4 ± 1 ★★★	7.7 ± 2 ★★	3.5 ± 0.1 ★	6.8 ± 1 ★★★	9 ± 2 ★★	1.1 ± 0.03 ★★	3.4 ± 0.9 ★★★	7.5 ± 3 ★★★	1.3 ± 0.03	3.6 ± 0.9 ★★★	7.6 ± 3 ★★
<b>Exploitation avec fort enrichissement</b>												
Densité d'arbres (ha <sup>-1</sup> )	550 ± 10 ★★★	530 ± 20 ★★★	560 ± 40 ★★★	74 ± 2 ★★★	72 ± 5	68 ± 4	150 ± 4 ★★★	210 ± 10 ★★★	250 ± 20 ★★★	310 ± 8 ★★★	240 ± 20 ★★★	230 ± 20 ★
Surface terrière (m <sup>2</sup> .ha <sup>-1</sup> )	39 ± 0.6 ★★★	45 ± 3 ★★★	56 ± 5 ★★★	7.3 ± 0.4 ★★★	7.7 ± 0.3 ★★★	8.2 ± 0.6 ★★★	14 ± 0.6 ★★	21 ± 1 ★★★	29 ± 3 ★★★	17 ± 0.3 ★★★	16 ± 1 ★★★	18 ± 2 ★★★
Diamètre quadratique (cm)	30 ± 0.4	32 ± 1	35 ± 1	35 ± 0.9 ★★★	40 ± 2 ★★	42 ± 2	34 ± 0.4 ★★★	34 ± 1 ★★★	38 ± 2 ●	27 ± 0.4 ★★★	29 ± 1 ★★★	31 ± 1 ●
Biomasse carbone (t <sub>eq</sub> CO <sub>2</sub> .ha <sup>-1</sup> )	490 ± 9 ★★	550 ± 40 ★★★	710 ± 60 ★★★	55 ± 3 ★★★	57 ± 3 ★★★	62 ± 4 ★★	200 ± 7 ★★	270 ± 20 ★★★	380 ± 40 ★★★	230 ± 5 ★★★	220 ± 20 ★★★	260 ± 30 ★★
Croissance (cm.an <sup>-1</sup> )	0.19 ± 9 · 10 <sup>-3</sup> ★	0.35 ± 0.04 ★★★	0.67 ± 0.1 ★★★	0.33 ± 0.02	0.46 ± 0.05 ★★★	0.52 ± 0.2 ★★	0.23 ± 0.01 ★	0.4 ± 0.03 ★★★	0.71 ± 0.1 ★★★	0.12 ± 7 · 10 <sup>-3</sup> ★★★	0.23 ± 0.03 ★★★	0.5 ± 0.1 ★★★
Taux de mortalité	0.013 ± 3 · 10 <sup>-4</sup> ★★★	0.036 ± 0.01 ★★★	0.062 ± 0.02 ★★★	0.028 ± 7 · 10 <sup>-4</sup> ★★★	0.05 ± 0.01 ★★★	0.071 ± 0.02 ★	9 · 10 <sup>-3</sup> ± 2 · 10 <sup>-4</sup> ★★★	0.03 ± 9 · 10 <sup>-3</sup> ★★★	0.061 ± 0.02 ★★	0.012 ± 2 · 10 <sup>-4</sup> ★★★	0.033 ± 9 · 10 <sup>-3</sup> ★★★	0.062 ± 0.02 ★★★
Taux de recrutement (ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup> )	8.3 ± 0.3 ★★★	13 ± 3 ★★★	18 ± 6 ★★★	2.3 ± 0.1 ★★★	5.8 ± 2 ★★★	7.5 ± 3 ★★★	1.4 ± 0.04 ★★★	2.6 ± 0.8 ★★★	4.4 ± 2 ★★★	4.4 ± 0.1 ★★★	4.4 ± 0.7 ★★★	5.4 ± 1 ★★★
Turnover (%)	1.4 ± 0.04 ★★★	3.6 ± 1 ★★★	6.9 ± 2 ★★★	3 ± 0.09 ★★★	5.1 ± 1 ★★★	7.9 ± 2 ★★	0.93 ± 0.03 ★★★	2.8 ± 0.9 ★★★	6.8 ± 3 ★★★	1.3 ± 0.02 ★★	3.2 ± 0.9 ★★★	6.9 ± 3 ★★★

Table V.2 – Valeurs moyennes et erreurs-types des indicateurs de structure et de dynamique forestières à la fin du siècle au niveau du peuplement général et de chaque guildes de régénération, dans les peuplements exploités avec un enrichissement artificiel des trouées. La significativité des différences avec les scénarios d'exploitation classique sous aménagement, obtenue par test de Student, est indiquée avec le code suivant : ●  $p < 0.1$ , ★  $p < 0.05$ , ★★  $p < 0.01$  et ★★★  $p < 0.001$ .

	Total			P			NPLD			Sb		
	hst	45	85	hst	45	85	hst	45	85	hst	45	85
<b>Exploitation avec faible réduction du prélèvement et avec faible enrichissement</b>												
Densité d'arbres (ha <sup>-1</sup> )	530 ± 10	440 ± 20 ***	440 ± 40	68 ± 2 ●	70 ± 6 **	65 ± 6 *	130 ± 2 ***	110 ± 4 ***	110 ± 8 ***	320 ± 7	250 ± 20	250 ± 30 *
Surface terrière (m <sup>2</sup> .ha <sup>-1</sup> )	37 ± 0.5 ●	38 ± 2 ***	43 ± 4 ***	5.8 ± 0.1 ●	6.4 ± 0.2 **	7 ± 0.4 ●	13 ± 0.2 *	14 ± 1 ***	16 ± 2 ***	18 ± 0.3	17 ± 1	19 ± 2 **
Diamètre quadratique (cm)	30 ± 0.5 ●	33 ± 1 ***	35 ± 2 *	33 ± 0.5 **	38 ± 2 ***	41 ± 2 **	36 ± 0.5	38 ± 2 ●	41 ± 2	27 ± 0.4	29 ± 1	31 ± 2
Biomasse carbone (t <sub>eq</sub> CO <sub>2</sub> .ha <sup>-1</sup> )	480 ± 8 ●	490 ± 30 ***	570 ± 60 **	45 ± 0.9	49 ± 2 *	56 ± 4	190 ± 4 *	190 ± 10 ***	230 ± 20 ***	240 ± 5	240 ± 20	280 ± 30 **
Croissance (cm.an <sup>-1</sup> )	0.19 ± 0.01 ●	0.41 ± 0.05 ***	0.79 ± 0.2 ●	0.32 ± 0.02	0.58 ± 0.06 ***	1.1 ± 0.2 **	0.24 ± 0.01	0.46 ± 0.04 ●	0.85 ± 0.1	0.14 ± 8 · 10 <sup>-3</sup> *	0.31 ± 0.04 ***	0.65 ± 0.2 ***
Taux de mortalité	0.014 ± 4 · 10 <sup>-4</sup> ●	0.042 ± 0.01 ***	0.067 ± 0.02 **	0.033 ± 9 · 10 <sup>-4</sup> ●	0.061 ± 0.01 ***	0.078 ± 0.02 **	9.6 · 10 <sup>-3</sup> ± 3 · 10 <sup>-4</sup>	0.033 ± 9 · 10 <sup>-3</sup> **	0.065 ± 0.02	0.012 ± 3 · 10 <sup>-4</sup>	0.036 ± 9 · 10 <sup>-3</sup> ***	0.067 ± 0.02 **
Taux de recrutement (ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup> )	9 ± 0.2 ●	17 ± 3 ***	22 ± 6 ***	2.6 ± 0.1	7.7 ± 2 ***	8.7 ± 3 **	1.5 ± 0.04 ●	3.2 ± 0.7 ***	5.1 ± 2 ***	4.7 ± 0.1 ●	5.6 ± 0.8 ***	7.6 ± 2 **
Turnover (%)	1.6 ± 0.04 ●	4.4 ± 1 ***	7.7 ± 2 **	3.6 ± 0.1	6.7 ± 1 ***	9 ± 2 **	1.1 ± 0.03 *	3.4 ± 0.9 ***	7.5 ± 3 ***	1.3 ± 0.02	3.6 ± 0.9 ***	7.6 ± 3 **
<b>Exploitation avec faible réduction du prélèvement et avec fort enrichissement</b>												
Densité d'arbres (ha <sup>-1</sup> )	550 ± 10 ***	530 ± 20 ***	560 ± 40 ***	75 ± 2 ***	72 ± 5	68 ± 5	150 ± 4 ***	210 ± 10 ***	250 ± 20 ***	310 ± 8 ***	240 ± 20 **	240 ± 20 *
Surface terrière (m <sup>2</sup> .ha <sup>-1</sup> )	39 ± 0.6 ***	45 ± 3 ***	56 ± 5 ***	7.2 ± 0.3 ***	7.7 ± 0.3 ***	8.5 ± 0.7 **	14 ± 0.5 **	21 ± 1 ***	29 ± 3 ***	17 ± 0.3 ***	16 ± 1 ***	18 ± 2 ***
Diamètre quadratique (cm)	30 ± 0.5	32 ± 1	35 ± 2	35 ± 0.9 ***	39 ± 2 **	43 ± 2 ●	34 ± 0.4 ***	34 ± 1 ***	37 ± 2 ●	27 ± 0.4 ***	29 ± 1 ***	31 ± 1 ●
Biomasse carbone (t <sub>eq</sub> CO <sub>2</sub> .ha <sup>-1</sup> )	490 ± 9 *	560 ± 40 ***	710 ± 60 ***	54 ± 3 ***	57 ± 3 ***	65 ± 5 **	200 ± 7 **	270 ± 20 ***	380 ± 40 ***	230 ± 5 ***	230 ± 20 ***	260 ± 30 **
Croissance (cm.an <sup>-1</sup> )	0.19 ± 9 · 10 <sup>-3</sup> *	0.34 ± 0.04 ***	0.64 ± 0.1 ***	0.33 ± 0.02	0.45 ± 0.06 ***	0.63 ± 0.1 ***	0.23 ± 0.01 *	0.39 ± 0.04 ***	0.73 ± 0.1 ***	0.12 ± 7 · 10 <sup>-3</sup> ***	0.23 ± 0.04 ***	0.49 ± 0.1 ***
Taux de mortalité	0.013 ± 3 · 10 <sup>-4</sup> ***	0.037 ± 0.01 ***	0.062 ± 0.02 ***	0.028 ± 8 · 10 <sup>-4</sup> ***	0.05 ± 0.01 ***	0.071 ± 0.02 *	9.1 · 10 <sup>-3</sup> ± 3 · 10 <sup>-4</sup> ***	0.03 ± 9 · 10 <sup>-3</sup> ***	0.061 ± 0.02 **	0.012 ± 2 · 10 <sup>-4</sup> ***	0.033 ± 9 · 10 <sup>-3</sup> ***	0.062 ± 0.02 ***
Taux de recrutement (ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup> )	8.4 ± 0.3 ***	13 ± 3 ***	18 ± 6 ***	2.4 ± 0.1 **	5.9 ± 2 ***	7.4 ± 3 ***	1.4 ± 0.04 ***	2.7 ± 0.8 ***	4.4 ± 2 ***	4.4 ± 0.1 ***	4.4 ± 0.7 ***	5.4 ± 1 ***
Turnover (%)	1.4 ± 0.04 ***	3.6 ± 1 ***	6.8 ± 2 ***	3 ± 0.09 ***	5.2 ± 1 ***	8 ± 2 *	0.95 ± 0.03 ***	2.8 ± 0.9 ***	6.7 ± 3 ***	1.3 ± 0.02 **	3.2 ± 0.9 ***	6.9 ± 3 ***

Table V.3 – Valeurs moyennes et erreurs-types des indicateurs de structure et de dynamique forestières à la fin du siècle au niveau du peuplement général et de chaque guildes régénération, dans les peuplements exploités avec une combinaison d'une faible réduction du prélèvement et d'enrichissement artificiel faible ou fort. La significativité des différences avec les scénarios d'exploitation classique sous aménagement, obtenue par test de Student, est également indiquée avec le code suivant : ●  $p < 0.1$ , \*  $p < 0.05$ , \*\*  $p < 0.01$  et \*\*\*  $p < 0.001$ .



	Total			P			NPLD			Sb		
	hst	45	85	hst	45	85	hst	45	85	hst	45	85
<b>Exploitation avec forte réduction du prélèvement et avec faible enrichissement</b>												
Densité d'arbres (ha <sup>-1</sup> )	550 ± 10 ***	460 ± 20 ***	450 ± 40 **	62 ± 2 ***	67 ± 6 ***	64 ± 5 *	140 ± 3 ***	120 ± 5 ***	110 ± 8 ***	340 ± 8 ***	270 ± 20 ***	270 ± 30 *
Surface terrière (m <sup>2</sup> .ha <sup>-1</sup> )	40 ± 0.6 ***	40 ± 2 ***	45 ± 4 ***	5.3 ± 0.08 ***	6.1 ± 0.2 **	6.9 ± 0.4 ●	15 ± 0.3 ***	15 ± 1 ***	17 ± 2 ***	19 ± 0.3 ***	19 ± 1 ***	21 ± 2 ***
Diamètre quadratique (cm)	31 ± 0.5 ***	33 ± 1 ***	35 ± 2 **	33 ± 0.6 ●	37 ± 2 **	41 ± 2	38 ± 0.6 ***	39 ± 2 ***	42 ± 2 ***	27 ± 0.4 *	29 ± 1 **	31 ± 2
Biomasse carbone (t <sub>eq</sub> CO <sub>2</sub> .ha <sup>-1</sup> )	530 ± 9 ***	530 ± 40 ***	610 ± 60 ***	42 ± 0.7 ***	47 ± 2 **	55 ± 3 ●	220 ± 4 ***	220 ± 20 ***	250 ± 30 ***	260 ± 5 ***	260 ± 20 ***	300 ± 30 ***
Croissance (cm.an <sup>-1</sup> )	0.15 ± 8 · 10 <sup>-3</sup> ***	0.37 ± 0.05 ***	0.75 ± 0.2 ***	0.22 ± 0.01 ***	0.52 ± 0.06 ***	0.99 ± 0.2 ***	0.2 ± 0.01 ***	0.42 ± 0.04 ***	0.8 ± 0.1 ***	0.11 ± 7 · 10 <sup>-3</sup> ***	0.29 ± 0.04 ***	0.62 ± 0.1 ***
Taux de mortalité	0.013 ± 3 · 10 <sup>-4</sup> ***	0.041 ± 0.01 ***	0.066 ± 0.02 ***	0.028 ± 7 · 10 <sup>-4</sup> ***	0.059 ± 0.01 ***	0.077 ± 0.02 ***	9 · 10 <sup>-3</sup> ± 3 · 10 <sup>-4</sup> ***	0.033 ± 9 · 10 <sup>-3</sup> ***	0.065 ± 0.02 ***	0.011 ± 3 · 10 <sup>-4</sup> ***	0.035 ± 9 · 10 <sup>-3</sup> ***	0.066 ± 0.02 ***
Taux de recrutement (ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup> )	7.6 ± 0.2 ***	16 ± 3 ***	21 ± 6 ***	1.9 ± 0.08 ***	7.3 ± 2 ***	8.4 ± 3 ***	1.3 ± 0.03 ***	3 ± 0.7 ***	5 ± 2 ***	4.2 ± 0.1 ***	5.2 ± 0.8 ***	7.2 ± 2 ***
Turnover (%)	1.3 ± 0.03 ***	4.2 ± 1 ***	7.5 ± 2 ***	2.9 ± 0.08 ***	6.5 ± 1 ***	8.8 ± 2 ***	0.94 ± 0.02 ***	3.3 ± 0.9 ***	7.3 ± 3 ***	1.2 ± 0.02 ***	3.5 ± 0.9 ***	7.4 ± 3 ***
<b>Exploitation avec forte réduction du prélèvement et avec fort enrichissement</b>												
Densité d'arbres (ha <sup>-1</sup> )	560 ± 10 ***	510 ± 20 ***	510 ± 30 ***	66 ± 2 **	69 ± 5	66 ± 4	150 ± 3 ***	170 ± 7 ***	180 ± 10 ***	340 ± 8 ***	260 ± 20 **	260 ± 20
Surface terrière (m <sup>2</sup> .ha <sup>-1</sup> )	41 ± 0.6 ***	44 ± 3 ***	53 ± 4 ***	5.9 ± 0.2 ***	7.3 ± 0.3 ***	8 ± 0.5 ***	16 ± 0.3 ***	19 ± 1 ***	24 ± 2 ***	19 ± 0.3 ***	18 ± 1 ***	20 ± 2 *
Diamètre quadratique (cm)	31 ± 0.5 ***	33 ± 1 ●	35 ± 1	34 ± 0.7 **	39 ± 1 **	41 ± 2	37 ± 0.5 ***	36 ± 1 *	39 ± 2	27 ± 0.4 **	29 ± 1	31 ± 2
Biomasse carbone (t <sub>eq</sub> CO <sub>2</sub> .ha <sup>-1</sup> )	530 ± 9 ***	570 ± 40 ***	700 ± 60 ***	46 ± 1	55 ± 2 ***	61 ± 4 **	220 ± 5 ***	260 ± 20 ***	340 ± 30 ***	260 ± 5 ***	260 ± 20 ***	300 ± 30 **
Croissance (cm.an <sup>-1</sup> )	0.14 ± 8 · 10 <sup>-3</sup> ***	0.33 ± 0.04 ***	0.7 ± 0.2 ***	0.23 ± 0.02 ***	0.45 ± 0.05 ***	0.82 ± 0.2 ***	0.19 ± 9 · 10 <sup>-3</sup> ***	0.39 ± 0.04 ***	0.75 ± 0.1 ***	0.1 ± 6 · 10 <sup>-3</sup> ***	0.24 ± 0.04 ***	0.54 ± 0.1 ***
Taux de mortalité	0.012 ± 3 · 10 <sup>-4</sup> ***	0.038 ± 0.01 ***	0.063 ± 0.02 ***	0.025 ± 6 · 10 <sup>-4</sup> ***	0.053 ± 0.01 ***	0.07 ± 0.02 ***	8.7 · 10 <sup>-3</sup> ± 2 · 10 <sup>-4</sup> ***	0.031 ± 9 · 10 <sup>-3</sup> ***	0.062 ± 0.02 **	0.011 ± 2 · 10 <sup>-4</sup> ***	0.034 ± 9 · 10 <sup>-3</sup> ***	0.063 ± 0.02 ***
Taux de recrutement (ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup> )	7.3 ± 0.2 ***	14 ± 3 ***	19 ± 6 ***	1.8 ± 0.07 ***	6.1 ± 2 ***	7.9 ± 3 ***	1.3 ± 0.03 ***	2.7 ± 0.8 ***	4.6 ± 2 ***	4.1 ± 0.1 ***	4.5 ± 0.7 ***	5.8 ± 1 ***
Turnover (%)	1.3 ± 0.03 ***	3.8 ± 1 ***	7.1 ± 2 **	2.6 ± 0.07 ***	5.7 ± 1 ***	8 ± 2 **	0.88 ± 0.02 ***	2.9 ± 0.9 ***	7 ± 3 **	1.2 ± 0.02 ***	3.2 ± 0.9 ***	7 ± 3 ***

Table V.4 – Valeurs moyennes et erreurs-types des indicateurs de structure et de dynamique forestières à la fin du siècle au niveau du peuplement général et de chaque guildes régénération, dans les peuplements exploités avec une combinaison d'une forte réduction du prélèvement et d'enrichissement artificiel faible ou fort. La significativité des différences avec les scénarios d'exploitation classique sous aménagement, obtenue par test de Student, est également indiquée avec le code suivant : ●  $p < 0.1$ , \*  $p < 0.05$ , \*\*  $p < 0.01$  et \*\*\*  $p < 0.001$ .

## V.3.2 Caractéristiques de l'exploitation

Les caractéristiques de l'exploitation sont présentées dans le tableau V.5, page 238 pour la réduction du prélèvement ou l'enrichissement artificiel et dans le tableau V.6 page 239 pour les combinaisons de réduction volontaire du prélèvement et d'enrichissement artificiel.

### V.3.2.1 Comparaison avec les projections d'exploitation classique sous aménagement

Les ordres de grandeur des manques à gagner en 1<sup>ère</sup> rotation sont très différents entre les deux options. Tous types de concessions confondus et en l'absence de changement climatique, l'option la moins onéreuse en 1<sup>ère</sup> rotation, est le faible enrichissement (10 arbres par trouée) qui entraîne une diminution du résultat d'exploitation de  $17 \pm 1 \text{ €} \cdot \text{ha}^{-1}$  (soit une baisse du taux de marge nette de  $0.4 \pm 0.01$  points de pourcentage). D'un coût comparable, viennent ensuite l'option d'une faible réduction du prélèvement (5 %) qui entraîne une baisse du résultat d'exploitation de  $56 \pm 2 \text{ €} \cdot \text{ha}^{-1}$  ( $-0.87 \pm 0.03$  points de marge) et l'option d'un fort enrichissement artificiel (200 arbres par trouée) qui entraîne une perte de  $60 \pm 5 \text{ €} \cdot \text{ha}^{-1}$  ( $-1.3 \pm 0.03$  points de marge). La forte réduction du prélèvement (50 %) est particulièrement coûteuse et entraîne une perte de  $600 \pm 30 \text{ €} \cdot \text{ha}^{-1}$  ( $-14 \pm 0.3$  points de marge). Sachant que le scénario conventionnel se caractérise par un résultat d'exploitation de  $610 \pm 40 \text{ €} \cdot \text{ha}^{-1}$  et un taux de marge nette de ( $14 \pm 0.6$  %, seule l'option d'une forte réduction du prélèvement entraîne des situations où l'exploitation n'est pas rentable dès la 1<sup>ère</sup> rotation. Dans les scénarios combinant réduction et enrichissement, les coûts des options s'ajoutent les uns aux autres, de sorte que, dans les différents scénarios d'exploitation considérés, le plus coûteux en 1<sup>ère</sup> rotation est une forte réduction du prélèvement accompagné d'un fort enrichissement : le revenu d'exploitation est alors diminué de  $657 \pm 34 \text{ €} \cdot \text{ha}^{-1}$  ( $-16.1 \pm 0.24$  points de marge).

À long-terme, en comparaison avec une activité conventionnelle d'exploitation sous aménagement, deux situations contrastées s'observent en 4<sup>ème</sup> rotation selon les options mises en œuvre.

Dans les scénarios avec un fort enrichissement et avec une absence ou une faible réduction du prélèvement, l'augmentation significative de l'intensité de coupe, du volume de production et du revenu d'exploitation, traduit une amélioration, au sens économique, des activités d'exploitation forestière.

Au contraire, dans les scénarios avec une forte réduction du prélèvement, qu'il y ait ou non enrichissement, la situation exactement inverse s'observe avec une diminution significative de l'ensemble des indicateurs d'exploitation.

Sur le plan de la rentabilité, en 4<sup>ème</sup> rotation, le seul cas où le taux de marge nette est significativement supérieur à celui observé dans le cas d'une exploitation classique est le cas d'un fort enrichissement sans aucune réduction du prélèvement. Dans tous les autres cas, l'impact sur le taux de marge nette

est toujours significativement négatif. Mais là-aussi, un contraste fort existe entre les scénarios avec une forte réduction du prélèvement, conduisant à une très forte baisse, en moyenne de  $21.8 \pm 0.44$  points de pourcentage, et les autres scénarios, où la baisse de marge n'est en moyenne que de  $0.76 \pm 0.1$  points.

Les analyses croisées des impacts des différentes combinaisons permettent de mettre en évidence des effets de synergie ou d'antagonismes entre la réduction du prélèvement et l'enrichissement artificiel. Par exemple, la combinaison d'un faible enrichissement et d'une faible réduction des prélèvements génère une diminution de la rentabilité de  $0.8 \pm 0.2$  points de marge par rapport à un faible enrichissement sans réduction de prélèvement et de  $0.26 \pm 0.08$  points de marge par rapport à une faible réduction de prélèvement sans enrichissement. Cette combinaison conduit cependant à augmenter l'intensité de coupe de  $4.5 \pm 3$  %, le volume de production de  $3.9 \pm 3$  % et le revenu d'exploitation de  $1.7 \pm 3$  par rapport à une exploitation avec une faible réduction sans enrichissement et, respectivement, de  $8.2 \pm 8$  %,  $6.6 \pm 7$  %  $1.4 \pm 10$  % par rapport à une exploitation avec faible enrichissement, mais sans réduction du prélèvement.

L'effet d'une forte réduction du prélèvement sur le bilan économique est beaucoup plus fort que l'effet de l'enrichissement. Cette différence de magnitude ne permet pas de mettre en avant des effets d'interaction entre les deux options, à enrichissement donné. En revanche, même avec une forte réduction, la comparaison avec différents niveaux d'enrichissement permet de mettre en évidence quelques effets significatifs. L'ajout d'un faible enrichissement à une forte réduction entraîne une diminution significative de  $-2.3 \pm 1$  % du résultat d'exploitation et une diminution de  $-0.52 \pm 0.09$  points du taux de marge nette, mais entraîne une augmentation significative de  $8.7 \pm 5$  % de l'intensité de coupe et de  $9.2 \pm 6$  % du volume de rotation.

### **V.3.2.2 Influence de la distance au port et de la surface de concession**

La superficie des concessions et leur distance au port sont à l'origine de différences significatives dans les caractéristiques de l'exploitation forestière. En 1<sup>ère</sup> rotation, la seule différence porte sur le taux de marge nette en fonction de la réduction du prélèvement. Les grandes concessions ont un taux de marge significativement supérieur à celui des petites concessions de  $0.88 \pm 0.09$  points lorsqu'il n'y a pas de réduction du prélèvement,  $0.93 \pm 0.09$  points avec une faible réduction et  $1.6 \pm 0.3$  points avec une forte réduction. Toutes combinaisons confondues, les concessions proches des ports ont des taux de marge significativement supérieurs de  $7.6 \pm 0.1$  points. En 4<sup>ème</sup> rotation, les écarts se creusent pour s'établir, entre grandes et petites concessions, à  $1.1 \pm 0.2$  points lorsqu'il n'y a pas de réduction du prélèvement,  $1.4 \pm 0.2$  points avec une faible réduction et  $4.1 \pm 0.9$  points avec une forte réduction, et entre concessions proches des ports et concessions plus éloignées, à  $9 \pm 0.2$  points.

L'influence de la superficie en fonction de la réduction du prélèvement peut se mettre en évidence en étudiant l'impact d'une réduction de prélèvement sur le revenu d'exploitation. L'impact d'une faible réduction du prélèvement est  $2.2 \pm 1$  fois plus fort dans les grandes concessions que dans les petites concessions. À l'inverse, l'impact d'une forte réduction est  $1.4 \pm 0.2$  plus faible dans les grandes concessions que dans les petites. Une inversion semblable s'observe concernant la distance au port. Une faible réduction du prélèvement a un impact  $4.9 \pm 3$  fois plus fort dans les concessions proches des ports que dans les concessions plus éloignées. À l'inverse, l'impact d'une forte réduction est  $3.1 \pm 0.3$  fois plus faible dans les concessions proches des ports que dans les concessions plus éloignées.

### V.3.2.3 Impact du changement climatique

Le changement climatique a un effet significatif sur le revenu d'exploitation et le taux de marge nette. En 1<sup>ère</sup> rotation, pour les alternatives n'impliquant pas de réduction du prélèvement ou avec une faible réduction du prélèvement, les projections avec changement climatique montrent un revenu d'exploitation  $3.7 \pm 0.9$  % plus faible que dans les projections sans changement climatique, et un taux de marge inférieur de  $0.57 \pm 0.1$  points. L'écart de taux de marge est plus important encore dans le cas d'une exploitation avec forte réduction du prélèvement :  $0.97 \pm 0.2$  points.

En 4<sup>ème</sup> rotation, des différences significatives peuvent être observées sur l'ensemble des caractéristiques. Par rapport aux projections sans changement climatique, les projections avec changement climatique ont une intensité de coupe  $33 \pm 4$  % plus forte et un volume de production  $38 \pm 3$  plus élevé. Pour les projections avec une forte réduction du prélèvement, avec ou sans enrichissement, le revenu d'exploitation est plus faible de  $49 \pm 10$  % alors que dans les autres projections, ce revenu est  $4.5 \pm 2$  fois plus fort dans les projections avec changement climatique que dans les projections sans. Enfin, toutes combinaisons confondues, le taux de marge nette est supérieur de  $2.7 \pm 0.2$  points dans les projections avec changement climatique.

### V.3.3 Prix de revient de différentes options de financement

Les résultats sur les prix de revient des différentes options de financement pour compenser les manques à gagner sont présentés dans les tableaux V.7, page 250 pour la réduction du prélèvement, V.8, page 250 pour l'enrichissement artificiel et V.9 page 251 pour les combinaisons de réduction volontaire du prélèvement et d'enrichissement artificiel.

#### V.3.3.1 Comparaison avec les projections d'exploitation classique sous aménagement

En 1<sup>ère</sup> rotation, l'ensemble des combinaisons présente un manque à gagner positif. De fortes différences de coût existent entre les combinaisons impliquant une forte réduction du prélèvement, très coûteuses ( $620 \pm 20 \text{ €} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ ) et le faible enrichissement sans réduction du prélèvement particulièrement peu coûteux ( $17 \pm 1 \text{ €} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ ). Entre ces deux extrêmes, les combinaisons présentent un manque à gagner d'en moyenne  $74 \pm 3 \text{ €} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ .

En 4<sup>ème</sup> rotation, le contraste se maintient entre les combinaisons impliquant une forte réduction du prélèvement, toujours très coûteuses ( $560 \pm 20 \text{ €} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ ) et les autres combinaisons. Dans les autres combinaisons, seules celles impliquant un fort enrichissement parviennent à devenir profitable, avec des marges nettes d'environ  $530 \pm 40 \text{ €} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ , soit un gain de  $130 \pm 30 \text{ €} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$  par rapport à une exploitation conventionnelle. Les autres combinaisons présentent des marges nettes semblables à une exploitation classique, avec des différences proches de 0 ( $-0.66 \pm 20 \text{ €} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ ).

Concernant les crédits carbone, en 1<sup>ère</sup> rotation, dans 30 % des cas, aucun prix de revient ne peut être calculé car il n'y a pas de gain carbone par rapport à l'exploitation classique. Cette proportion monte à 60 % en 4<sup>ème</sup> rotation. Sur les cas où un gain de carbone existe, le prix de revient en 1<sup>ère</sup> rotation varie entre 18 et  $479 \text{ €} \cdot \text{t}_{\text{eq}}^{-1} \text{CO}_2$  et est inférieur à  $25 \text{ €} \cdot \text{t}_{\text{eq}}^{-1} \text{CO}_2$  que dans 35 % des cas. En 4<sup>ème</sup> rotation, la diversité des cas s'accroît et le prix de revient varie entre -107 et  $412 \text{ €} \cdot \text{t}_{\text{eq}}^{-1} \text{CO}_2$ . Il est compris entre 0 et  $25 \text{ €} \cdot \text{t}_{\text{eq}}^{-1} \text{CO}_2$  dans 49 % des cas.

En 1<sup>ère</sup> rotation, le prix de revient du crédit carbone dépend essentiellement de la réduction de prélèvement effectuée et très peu du niveau d'enrichissement artificiel des forêts. Sans réduction de prélèvement, le prix de revient est de  $263 \pm 33 \text{ €} \cdot \text{t}_{\text{eq}}^{-1} \text{CO}_2$ . Avec une faible réduction du prélèvement, le prix de revient est plus faible, à  $32.2 \pm 1.1 \text{ €} \cdot \text{t}_{\text{eq}}^{-1} \text{CO}_2$ . Avec une forte réduction du prélèvement, il est encore plus faible, à  $24.8 \pm 0.33 \text{ €} \cdot \text{t}_{\text{eq}}^{-1} \text{CO}_2$ .

En 4<sup>ème</sup> rotation, un gain carbone par rapport à l'exploitation classique est observé dans 35 % des projections avec un fort enrichissement et sans réduction du prélèvement. Dans ces cas-là, le prix de revient du crédit carbone est négatif ( $-3.8 \pm 13 \text{ €} \cdot \text{t}_{\text{eq}}^{-1} \text{CO}_2$ ). Pour Les autres combinaisons, la situation observée en 1<sup>ère</sup> rotation s'inverse : le prix de revient est d'environ  $80.3 \pm 10 \text{ €} \cdot \text{t}_{\text{eq}}^{-1} \text{CO}_2$  dans les 54 % de cas avec

	1 <sup>ère</sup> rotation			2 <sup>ème</sup> rotation			3 <sup>ème</sup> rotation			4 <sup>ème</sup> rotation		
	hst	45	85	hst	45	85	hst	45	85	hst	45	85
<b>Exploitation avec faible réduction du prélèvement</b>												
Intensité de coupe (ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup> )	1.5 ± 0.13 ***	1.5 ± 0.13 ***	1.5 ± 0.13 ***	1.8 ± 0.14 ★	1.9 ± 0.14 ●	2.1 ± 0.17	1.4 ± 0.088 **	1.8 ± 0.082 **	1.5 ± 0.1 ●	1.2 ± 0.081	1.3 ± 0.071 **	1.3 ± 0.14 ●
Volume de récolte (m <sup>3</sup> .ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup> )	22 ± 1.4 ***	22 ± 1.4 ***	22 ± 1.4 ***	22 ± 1.3 ★	24 ± 1.4 ●	26 ± 1.8	19 ± 0.99 **	25 ± 0.95 ★	23 ± 1.4 ●	18 ± 1	21 ± 1.2 **	23 ± 2.6
Revenu d'exploitation (€.ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup> )	560 ± 36 ***	550 ± 40 ***	540 ± 39 ***	520 ± 48 **	610 ± 58 ★	670 ± 71 ●	430 ± 48 ***	670 ± 63 **	620 ± 70 ***	360 ± 43	510 ± 57 ***	680 ± 100 ★
Taux de marge nette (%)	14 ± 0.63 ***	13 ± 0.68 ***	13 ± 0.67 ***	12 ± 0.77 ***	13 ± 0.77 ***	13 ± 0.79 ***	11 ± 0.85 ***	13 ± 0.96 ***	13 ± 1 ***	9.6 ± 0.83 ***	11 ± 0.95 ***	13 ± 0.92 ***
<b>Exploitation avec forte réduction du prélèvement</b>												
Intensité de coupe (ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup> )	0.81 ± 0.068 ***	0.81 ± 0.068 ***	0.81 ± 0.068 ***	0.9 ± 0.052 ***	0.89 ± 0.048 ***	0.91 ± 0.078 ***	0.74 ± 0.04 ***	0.82 ± 0.044 ***	0.83 ± 0.06 ***	0.5 ± 0.03 ***	0.63 ± 0.041 ***	0.58 ± 0.043 ***
Volume de récolte (m <sup>3</sup> .ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup> )	14 ± 0.88 ***	14 ± 0.91 ***	14 ± 0.91 ***	15 ± 0.73 ***	15 ± 0.8 ***	16 ± 1.2 ***	13 ± 0.6 ***	15 ± 0.82 ***	15 ± 1.2 ***	9.6 ± 0.5 ***	13 ± 0.81 ***	12 ± 0.95 ***
Revenu d'exploitation (€.ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup> )	9.5 ± 17 ***	1.2 ± 18 ***	-1.9 ± 18 ***	-5.2 ± 28 ***	7.7 ± 29 ***	-34 ± 35 ***	-110 ± 23 ***	-68 ± 30 ***	-50 ± 34 ***	-180 ± 17 ***	-170 ± 26 ***	-110 ± 34 ***
Taux de marge nette (%)	0.26 ± 0.71 ***	-0.66 ± 0.86 ***	-0.73 ± 0.83 ***	-1.2 ± 1.1 ***	-0.84 ± 1.1 ***	-2.5 ± 1 ***	-5.4 ± 0.94 ***	-3.4 ± 1.1 ***	-3.3 ± 1.1 ***	-11 ± 1 ***	-8.9 ± 1.7 ***	-6.1 ± 1.3 ***
	1 <sup>ère</sup> rotation			2 <sup>ème</sup> rotation			3 <sup>ème</sup> rotation			4 <sup>ème</sup> rotation		
	hst	45	85	hst	45	85	hst	45	85	hst	45	85
<b>Exploitation avec faible enrichissement</b>												
Intensité de coupe (ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup> )	1.6 ± 0.14	1.6 ± 0.14	1.6 ± 0.14	1.9 ± 0.16	2.1 ± 0.14	2.1 ± 0.16	1.6 ± 0.1	1.9 ± 0.11	1.7 ± 0.11	1.3 ± 0.075 ●	1.5 ± 0.11	1.8 ± 0.25 ★
Volume de récolte (m <sup>3</sup> .ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup> )	23 ± 1.4	23 ± 1.5	23 ± 1.5	23 ± 1.5	26 ± 1.3 ★	27 ± 1.6 ★	22 ± 1.1	28 ± 1.3	25 ± 1.4	19 ± 0.97	24 ± 1.6	30 ± 4.1 ★
Revenu d'exploitation (€.ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup> )	590 ± 37 ***	580 ± 42 ***	580 ± 41 ***	580 ± 53 ***	670 ± 52 ***	690 ± 65 ***	510 ± 48	750 ± 70	720 ± 79	390 ± 39	600 ± 65	880 ± 150 ●
Taux de marge nette (%)	14 ± 0.63 ***	13 ± 0.67 ***	13 ± 0.66 ***	13 ± 0.79 ***	14 ± 0.72 ***	13 ± 0.75 ***	12 ± 0.8 ***	14 ± 0.93 ***	14 ± 1 **	11 ± 0.85 **	12 ± 1	13 ± 0.93
<b>Exploitation avec fort enrichissement</b>												
Intensité de coupe (ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup> )	1.6 ± 0.14	1.6 ± 0.14	1.6 ± 0.14	2 ± 0.16	2.1 ± 0.14	2.2 ± 0.17 ●	1.7 ± 0.097	2.4 ± 0.16 **	2.2 ± 0.11 ***	2.5 ± 0.27 ***	2.8 ± 0.3 ***	2.7 ± 0.31 **
Volume de récolte (m <sup>3</sup> .ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup> )	23 ± 1.4	23 ± 1.5	23 ± 1.5	24 ± 1.4	26 ± 1.3	28 ± 1.8 ●	22 ± 1 ●	31 ± 1.9 **	31 ± 1.6 ***	29 ± 2.1 ***	32 ± 2.8 **	33 ± 3.5 ★
Revenu d'exploitation (€.ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup> )	550 ± 35 ***	540 ± 39 ***	540 ± 39 ***	530 ± 49 ***	620 ± 53 ★	670 ± 75 ●	470 ± 46 ★	750 ± 83	760 ± 72 ●	580 ± 66 ***	780 ± 130 ●	940 ± 140 ●
Taux de marge nette (%)	13 ± 0.63 ***	12 ± 0.68 ***	12 ± 0.67 ***	12 ± 0.77 ***	12 ± 0.75 ***	12 ± 0.76 ***	11 ± 0.85 ***	11 ± 1.7 ***	13 ± 0.94 ***	11 ± 0.84 ●	11 ± 0.96	14 ± 0.93

Table V.5 – Valeurs moyennes et erreurs-types des indicateurs d'exploitation forestière à chaque rotation, tous types de concessions confondus et pour chaque type de concession, dans le cas d'une réduction volontaire des prélèvements ou d'un enrichissement artificiel. La significativité des différences avec les scénarios d'exploitation classique sous aménagement, obtenue par test de Student, est également indiquée avec le code suivant : ●  $p < 0.1$ , ★  $p < 0.05$ , \*\*  $p < 0.01$  et \*\*\*  $p < 0.001$ .

	1 <sup>ère</sup> rotation			2 <sup>ème</sup> rotation			3 <sup>ème</sup> rotation			4 <sup>ème</sup> rotation		
	hst	45	85	hst	45	85	hst	45	85	hst	45	85
<b>Exploitation avec faible réduction du prélèvement et avec faible enrichissement</b>												
Intensité de coupe (ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup> )	1.5 ± 0.13 ***	1.5 ± 0.13 ***	1.5 ± 0.13 ***	1.8 ± 0.14 ★	1.9 ± 0.14 ●	2.1 ± 0.16	1.5 ± 0.097 ●	1.8 ± 0.078	1.6 ± 0.13	1.3 ± 0.078 ●	1.4 ± 0.094 ●	1.6 ± 0.19
Volume de récolte (m <sup>3</sup> .ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup> )	22 ± 1.4 ***	22 ± 1.4 ***	22 ± 1.4 ***	22 ± 1.3 ★	24 ± 1.4 ●	27 ± 1.7	20 ± 1.1	26 ± 0.84	24 ± 1.8	19 ± 1 ●	23 ± 1.4 ●	27 ± 3.3 ●
Revenu d'exploitation (€·ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup> )	540 ± 35 ***	530 ± 39 ***	530 ± 39 ***	500 ± 47 ★★	590 ± 57 ★	660 ± 69 ★	440 ± 50 ★★	670 ± 61 ★★	640 ± 79 ●	350 ± 41	540 ± 59 ★	780 ± 130
Taux de marge nette (%)	13 ± 0.63 ***	13 ± 0.68 ***	13 ± 0.67 ***	12 ± 0.77 ***	12 ± 0.77 ***	13 ± 0.79 ***	11 ± 0.85 ***	13 ± 0.99 ***	13 ± 1.1 ***	9.3 ± 0.81 ***	12 ± 0.95 ***	13 ± 0.93 ***
<b>Exploitation avec faible réduction du prélèvement et avec fort enrichissement</b>												
Intensité de coupe (ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup> )	1.5 ± 0.13 ***	1.5 ± 0.13 ***	1.5 ± 0.13 ***	1.8 ± 0.13 ★	1.8 ± 0.14 ★	2.1 ± 0.18	1.6 ± 0.1	2.2 ± 0.13 ★★	2.3 ± 0.12 ***	2.4 ± 0.29 ***	2.4 ± 0.28 ★★	2.4 ± 0.29 ★★
Volume de récolte (m <sup>3</sup> .ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup> )	22 ± 1.4 ***	22 ± 1.4 ***	22 ± 1.4 ***	22 ± 1.3 ●	24 ± 1.4 ●	27 ± 1.8	21 ± 1.1	31 ± 1.9 ★★	32 ± 1.9 ***	27 ± 2.1 ***	30 ± 2.4 ★	32 ± 3.5 ★
Revenu d'exploitation (€·ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup> )	500 ± 33 ***	490 ± 37 ***	490 ± 37 ***	470 ± 47 ***	520 ± 56 ***	600 ± 61 ★★	420 ± 48 ★★	680 ± 71 ●	770 ± 87 ●	490 ± 61 ★★	700 ± 130	890 ± 170
Taux de marge nette (%)	12 ± 0.64 ***	12 ± 0.69 ***	12 ± 0.68 ***	11 ± 0.81 ***	11 ± 0.79 ***	11 ± 0.78 ***	9.4 ± 0.87 ***	10 ± 1.7 ***	12 ± 0.96 ***	9.3 ± 0.87 ***	10 ± 0.93 ★	13 ± 0.84
	1 <sup>ère</sup> rotation			2 <sup>ème</sup> rotation			3 <sup>ème</sup> rotation			4 <sup>ème</sup> rotation		
	hst	45	85	hst	45	85	hst	45	85	hst	45	85
<b>Exploitation avec forte réduction du prélèvement et avec faible enrichissement</b>												
Intensité de coupe (ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup> )	0.81 ± 0.068 ***	0.81 ± 0.068 ***	0.81 ± 0.068 ***	0.9 ± 0.052 ***	0.89 ± 0.048 ***	0.91 ± 0.078 ***	0.74 ± 0.04 ***	0.83 ± 0.04 ***	0.82 ± 0.06 ***	0.5 ± 0.029 ***	0.62 ± 0.036 ***	0.59 ± 0.039 ***
Volume de récolte (m <sup>3</sup> .ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup> )	14 ± 0.88 ***	14 ± 0.91 ***	14 ± 0.91 ***	15 ± 0.73 ***	15 ± 0.8 ***	16 ± 1.2 ***	13 ± 0.61 ***	15 ± 0.74 ***	15 ± 1.2 ***	9.5 ± 0.49 ***	12 ± 0.71 ***	12 ± 0.84 ***
Revenu d'exploitation (€·ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup> )	-3.3 ± 17 ***	-12 ± 18 ***	-15 ± 18 ***	-19 ± 28 ***	-6.4 ± 29 ***	-49 ± 35 ***	-120 ± 23 ***	-87 ± 30 ***	-68 ± 34 ***	-190 ± 16 ***	-190 ± 25 ***	-110 ± 31 ***
Taux de marge nette (%)	-0.2 ± 0.71 ***	-1.1 ± 0.87 ***	-1.2 ± 0.83 ***	-1.7 ± 1.1 ***	-1.3 ± 1.1 ***	-3 ± 1 ***	-5.8 ± 0.93 ***	-3.8 ± 1 ***	-4.1 ± 1.1 ***	-11 ± 1 ***	-9.9 ± 1.6 ***	-6.2 ± 1.3 ***
<b>Exploitation avec forte réduction du prélèvement et avec fort enrichissement</b>												
Intensité de coupe (ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup> )	0.81 ± 0.068 ***	0.81 ± 0.068 ***	0.81 ± 0.068 ***	0.9 ± 0.052 ***	0.9 ± 0.049 ***	0.9 ± 0.077 ***	0.7 ± 0.037 ***	0.92 ± 0.058 ***	0.88 ± 0.061 ***	0.64 ± 0.076 ***	1 ± 0.12 ★★	0.92 ± 0.087 ★★
Volume de récolte (m <sup>3</sup> .ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup> )	14 ± 0.88 ***	14 ± 0.91 ***	14 ± 0.91 ***	15 ± 0.73 ***	15 ± 0.81 ***	15 ± 1.2 ***	12 ± 0.57 ***	17 ± 1.1 ***	16 ± 1.1 ***	12 ± 1.1 ***	19 ± 2 ★★	18 ± 1.5 ★
Revenu d'exploitation (€·ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup> )	-46 ± 17 ***	-55 ± 18 ***	-58 ± 18 ***	-68 ± 27 ***	-52 ± 28 ***	-120 ± 30 ***	-170 ± 20 ***	-160 ± 31 ***	-120 ± 35 ***	-190 ± 18 ***	-86 ± 50 ***	-100 ± 42 ***
Taux de marge nette (%)	-1.7 ± 0.71 ***	-2.7 ± 0.87 ***	-2.8 ± 0.84 ***	-3.4 ± 1.1 ***	-2.9 ± 1.1 ***	-4.9 ± 0.92 ***	-8.1 ± 0.98 ***	-5.8 ± 0.99 ***	-5.6 ± 1.1 ***	-11 ± 1.2 ***	-5.8 ± 1.5 ***	-4.7 ± 1.3 ***

Table V.6 – Comme précédemment mais dans le cas d'une combinaison d'une réduction du prélèvement et d'un enrichissement artificiel.

une forte réduction du prélèvement où un gain carbone est projeté, et de  $45.7 \pm 10 \text{ €} \cdot \text{t}_{\text{eq}}^{-1} \text{CO}_2$  sinon (gain carbone observé dans 38 % des cas).

Concernant les prix de revient de la prime sur bois en 1<sup>ère</sup> rotation, les combinaisons impliquant une forte réduction du prélèvement ont un prix de revient de  $44 \pm 0.6 \text{ €} \cdot \text{m}^{-3}$ , nettement plus élevé que celui des autres combinaisons, en moyenne de  $2.86 \pm 0.1 \text{ €} \cdot \text{m}^{-3}$ . En 4<sup>ème</sup> rotation, le prix de revient des combinaisons impliquant une forte réduction du prélèvement est toujours plus élevé ( $61.7 \pm 2.1 \text{ €} \cdot \text{m}^{-3}$ .) que ceux des autres combinaisons. Au sein de ces dernières, les combinaisons impliquant un fort enrichissement ont un prix de revient négatif dans 52 % des cas (en moyenne  $-8.3 \pm 0.9 \text{ €} \cdot \text{m}^{-3}$ ) et un prix de revient positif dans 39 % des cas (en moyenne  $4.7 \pm 0.7 \text{ €} \cdot \text{m}^{-3}$ ). Les autres combinaisons, ont un prix de revient positif, dont la valeur moyenne est de  $47 \pm 11 \text{ €} \cdot \text{m}^{-3}$ .

Les prix de revient du paiement surfacique dessinent les mêmes différences entre combinaisons que le manque à gagner. En 4<sup>ème</sup> rotation, les combinaisons impliquant une forte réduction du prélèvement ont un prix de revient très élevé ( $554 \pm 16 \text{ €} \cdot \text{ha}^{-1}$ ) tandis que dans les combinaisons restantes, celles impliquant un fort enrichissement ont un prix de revient négatif dans 52 % des cas (en moyenne  $-300 \pm 36 \text{ €} \cdot \text{ha}^{-1}$ ) et un prix de revient positif dans 45 % des cas (en moyenne  $100 \pm 15 \text{ €} \cdot \text{ha}^{-1}$ ). Les autres combinaisons ont un prix de revient très faible de  $1.33 \pm 15 \text{ €} \cdot \text{ha}^{-1}$ .

#### V.3.3.2 Influence de la distance au port et de la surface de concession

Le manque à gagner en 4<sup>ème</sup> rotation des combinaisons impliquant une forte réduction du prélèvement dépend de la superficie de la concession et de leur distance au port. Les grandes concessions ont avec les combinaisons impliquées un manque à gagner  $43.2 \pm 11 \%$  plus élevé que les petites concessions. Les concessions proches des ports ont un manque à gagner  $48 \pm 8 \%$  plus élevé que les concessions éloignées des ports.

Pour les combinaisons impliquant une faible réduction du prélèvement, le prix de revient du crédit carbone en 1<sup>ère</sup> rotation dépend de la superficie et est  $11 \pm 3 \%$  plus élevé dans les petites concessions que dans les grandes concessions. Pour les combinaisons avec une faible ou une forte réduction du prélèvement, il dépend également de la distance et est  $14 \pm 2 \%$  plus élevé dans les concessions proches des ports que dans celles qui en sont plus éloignées. Aucun effet significatif de la distance ou de la superficie des concessions n'est observable pour les autres combinaisons et/ou les autres rotations.

Concernant l'effet de la superficie, le prix de revient de la prime sur bois est, en 1<sup>ère</sup> rotation,  $12 \pm 2 \%$  plus élevé dans les petites concessions que dans les grandes, dans le cas de combinaisons impliquant une faible réduction du prélèvement, ou en l'absence de réduction. Dans le cas d'une forte réduction de



prélèvement, cette différence s'estompe : le prix de revient n'est que  $3.4 \pm 1$  % plus élevé dans les petites concessions que dans les grandes. Ce constat s'inverse en 4<sup>ème</sup> rotation. Pour les combinaisons avec une faible réduction de prélèvement ou en l'absence de réduction, il n'y a pas de différence significative de prix de revient de la prime sur bois entre les petites concessions que dans les grandes. Pour les combinaisons impliquant une forte réduction du prélèvement, le prix de revient est  $13 \pm 9$  % plus élevé dans les petites concessions que dans les grandes.

La distance influe également sur le prix de revient de la prime sur bois. En 1<sup>ère</sup> rotation, pour les combinaisons avec enrichissement artificiel et sans réduction du prélèvement, le prix de revient est  $8.7 \pm 2$  % plus élevé dans les concessions éloignées que dans les concessions proches des ports. Avec réduction du prélèvement, la situation inverse peut s'observer : le prix de revient est  $19 \pm 2$  % plus élevé dans les concessions proches des ports que dans les concessions plus éloignées. En 4<sup>ème</sup>, la distance a un effet significatif uniquement pour les combinaisons impliquant une grande réduction du prélèvement : le prix de revient de la prime sur bois est  $43 \pm 7$  % plus élevé dans les concessions proches des ports que dans celles plus éloignées.

### **V.3.3.3 Impact du changement climatique**

Le changement climatique a un effet significatif sur le manque à gagner des combinaisons impliquant une forte réduction du prélèvement, qui est  $61.4 \pm 7.3$  % plus élevé dans les projections avec changement climatique que dans les projections sans.

L'influence du changement climatique sur le prix de revient du crédit carbone agit de manière opposée entre les combinaisons impliquant un fort enrichissement et celles impliquant une forte réduction du prélèvement. Dans le premier cas et jusqu'à la 3<sup>ème</sup> rotation, le prix de revient du crédit carbone est  $21 \pm 7$  % moins cher dans les projections avec changement climatique que dans les projections sans. Dans le second cas, et jusqu'à la 3<sup>ème</sup> rotation, le prix de revient du crédit carbone est  $38 \pm 10$  % plus élevé dans les projections avec changement climatique que dans les projections sans.

Pour les combinaisons impliquant une grande réduction du prélèvement, le prix de revient de la prime sur bois est, jusqu'à la 3<sup>ème</sup> rotation,  $20.3 \pm 3.7$  % plus élevé dans les projections avec changement climatique que dans les projections sans.

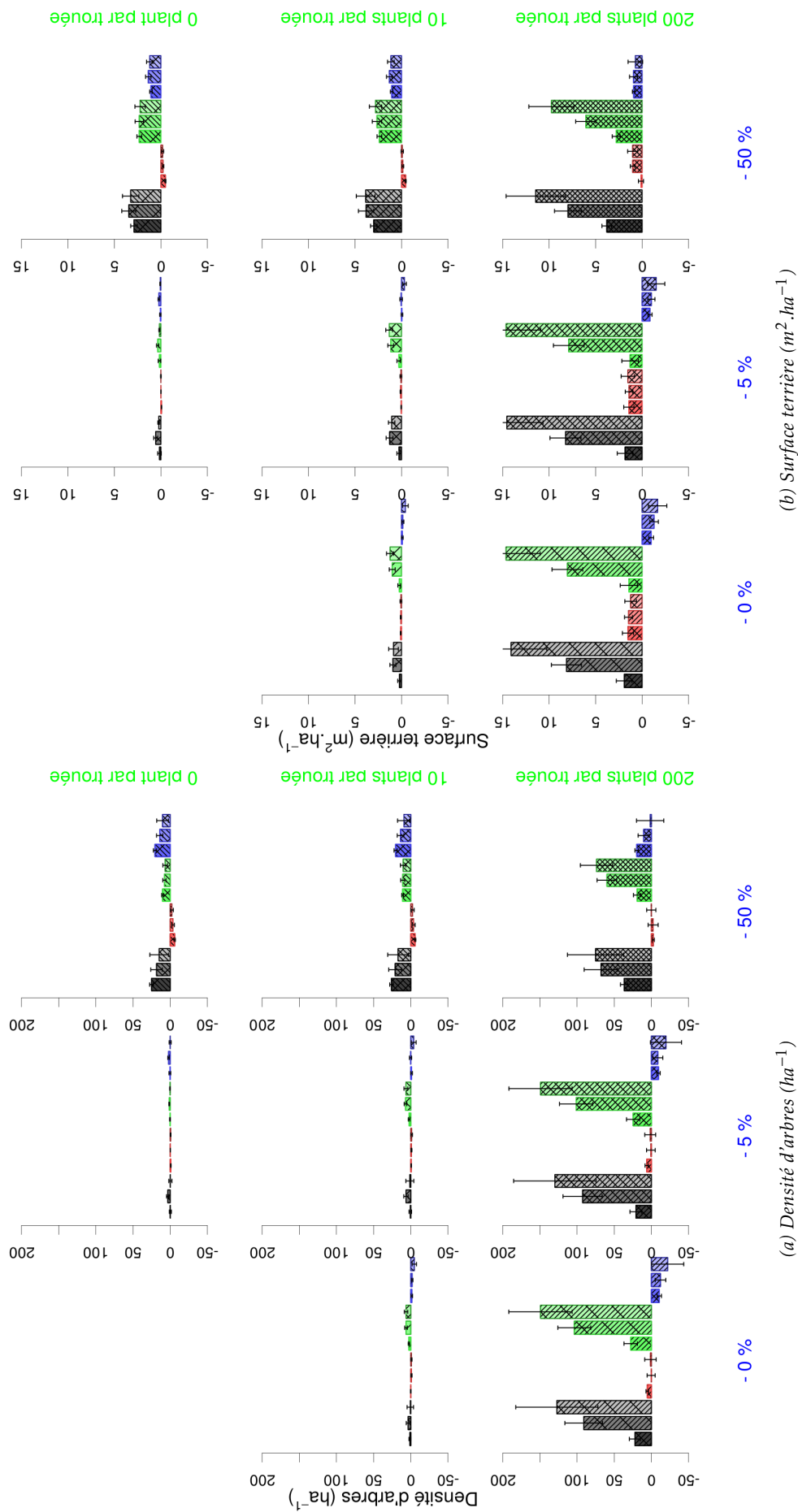


Figure V.1 – Écarts moyens projetés entre les différentes options de gestion forestière améliorée et le scénario d'exploitation classique pour deux indicateurs de structure forestière. Valeurs indiquées au niveau du peuplement et au niveau des guildes de régénération, par scénario climatique et pour tous types de concessions confondus.

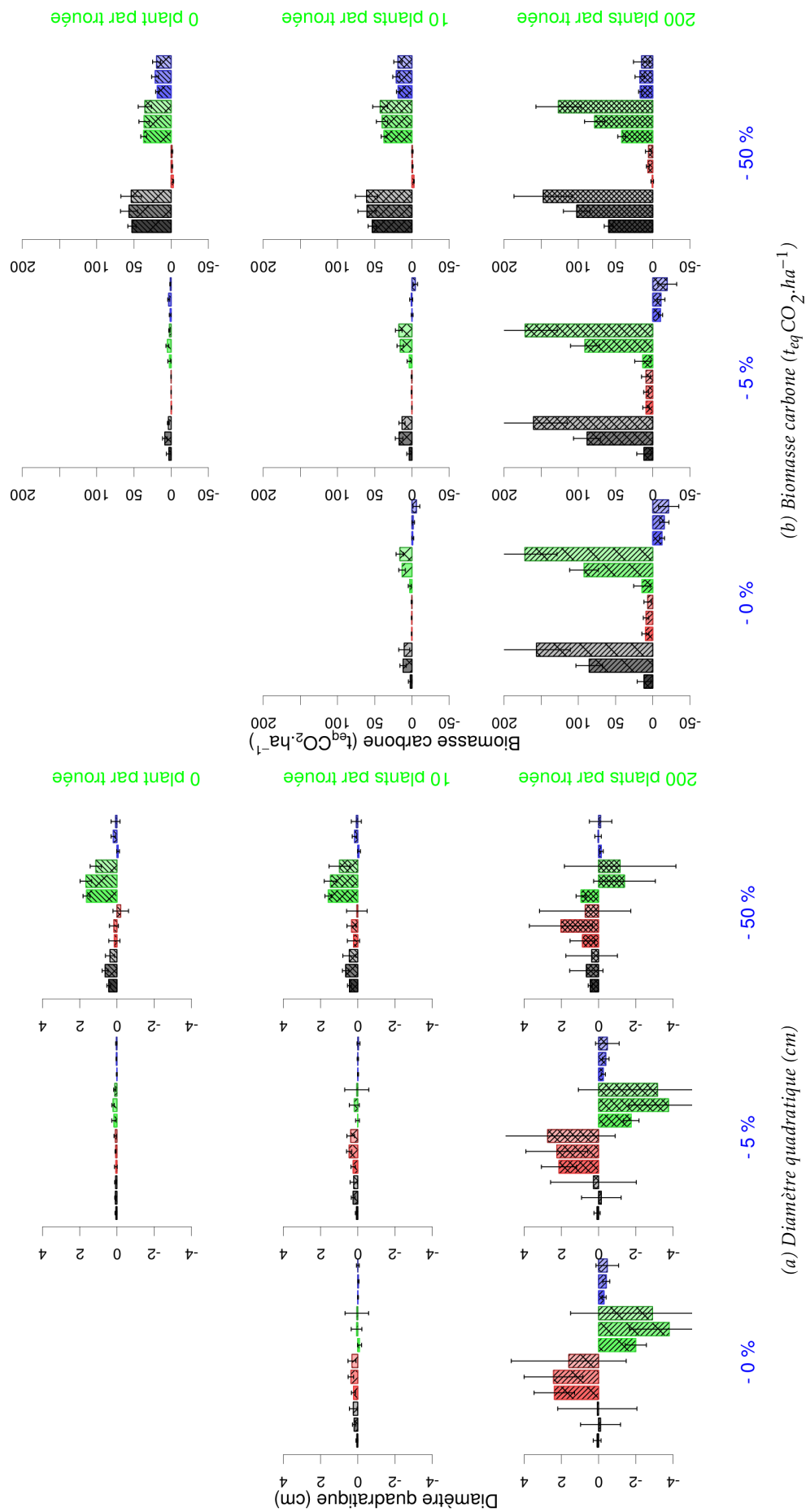


Figure V.2 – Écart moyen projeté entre les différentes options de gestion forestière améliorée et le scénario d'exploitation classique pour deux indicateurs de structure forestière. Valeurs indiquées au niveau du peuplement et au niveau des guildes de régénération, par scénario climatique et pour tous types de concessions confondus.

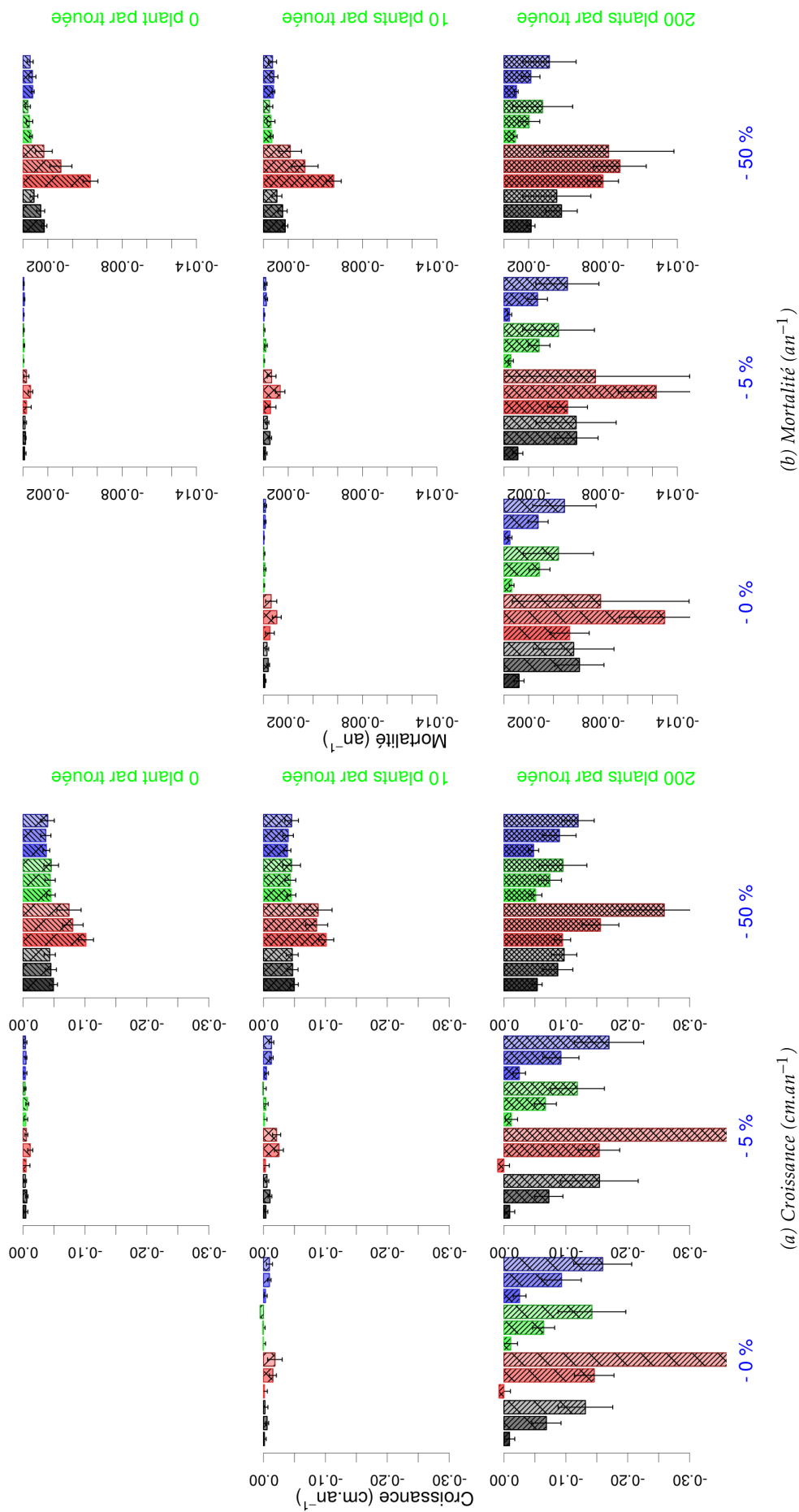


Figure V.3 – Écarts moyens projetés entre les différentes options de gestion forestière améliorée et le scénario d'exploitation classique pour deux indicateurs de dynamique forestière. Valeurs indiquées au niveau du peuplement et au niveau des guildes de régénération, par scénario climatique et pour tous types de concessions confondus.

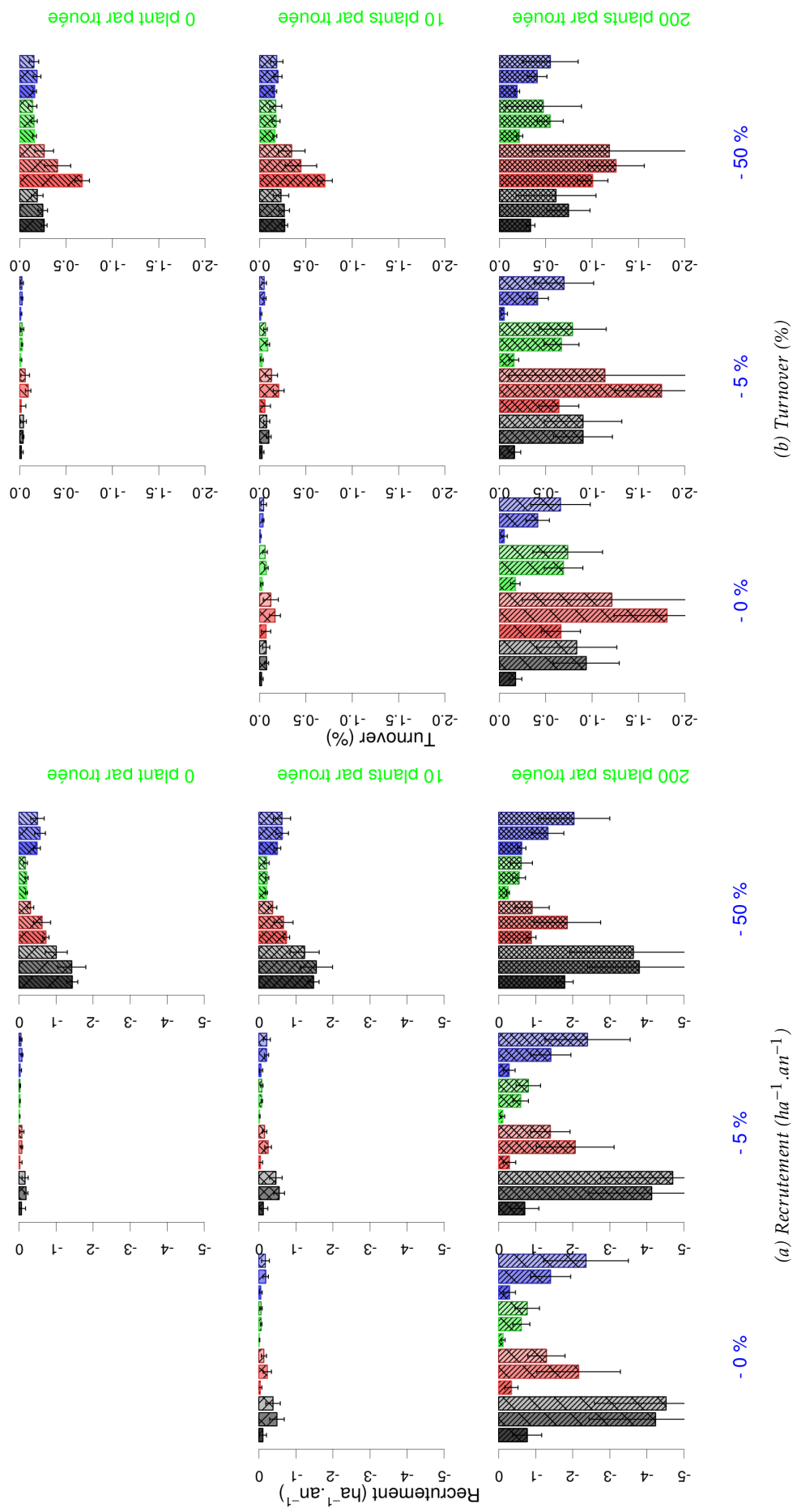


Figure V.4 – Écarts moyens projetés entre les différentes options de gestion forestière améliorée et le scénario d'exploitation classique pour deux indicateurs de dynamique forestière. Valeurs indiquées au niveau du peuplement et au niveau des guildes de régénération, par scénario climatique et pour tous types de concessions confondus.

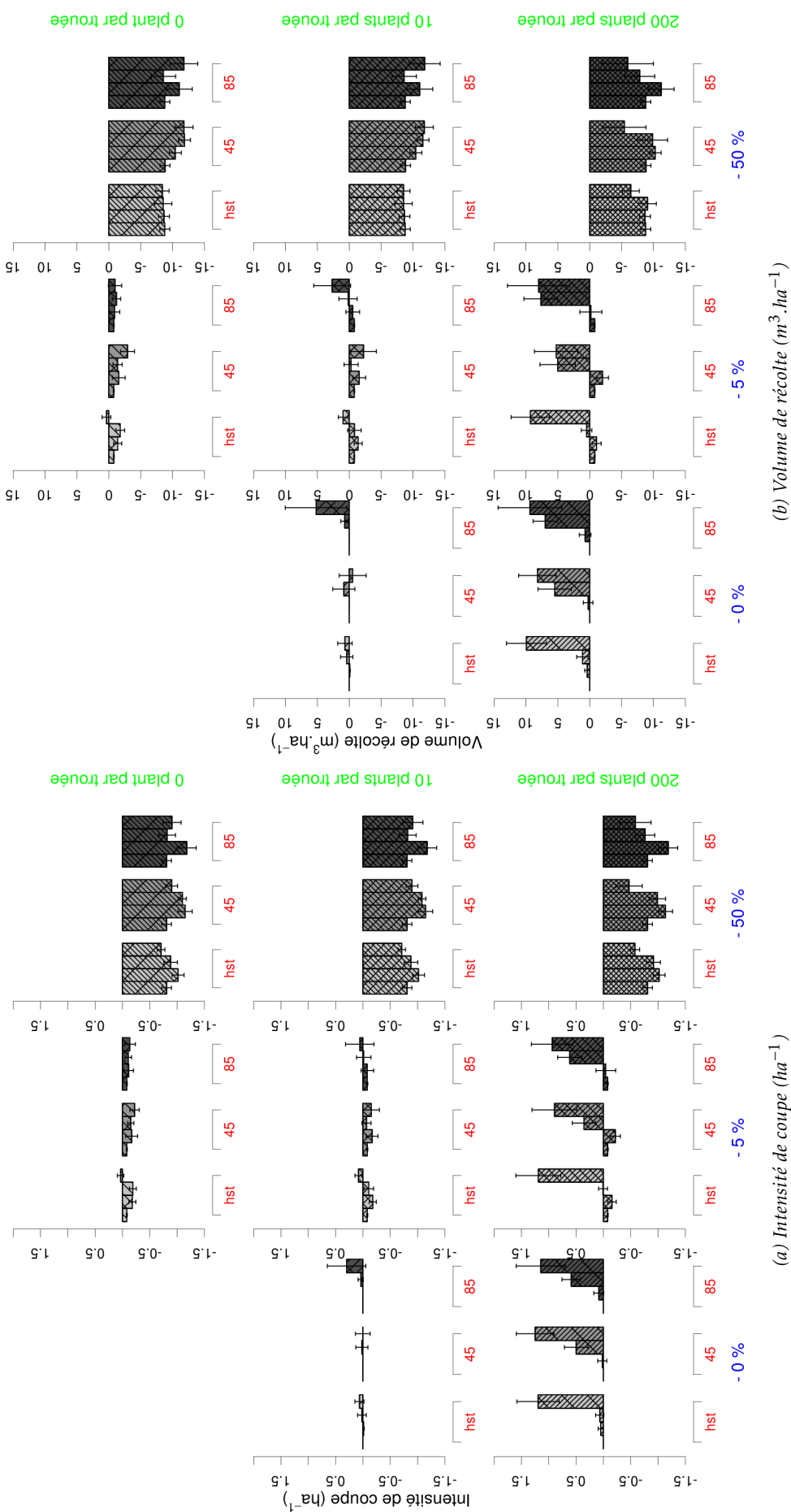


Figure V.5 – Écarts moyens projetés entre les différentes options de gestion forestière améliorée et le scénario d'exploitation classique pour deux indicateurs d'exploitation. Valeurs indiquées par rotation, en fonction du scénario climatique et pour tous types de concessions confondus.

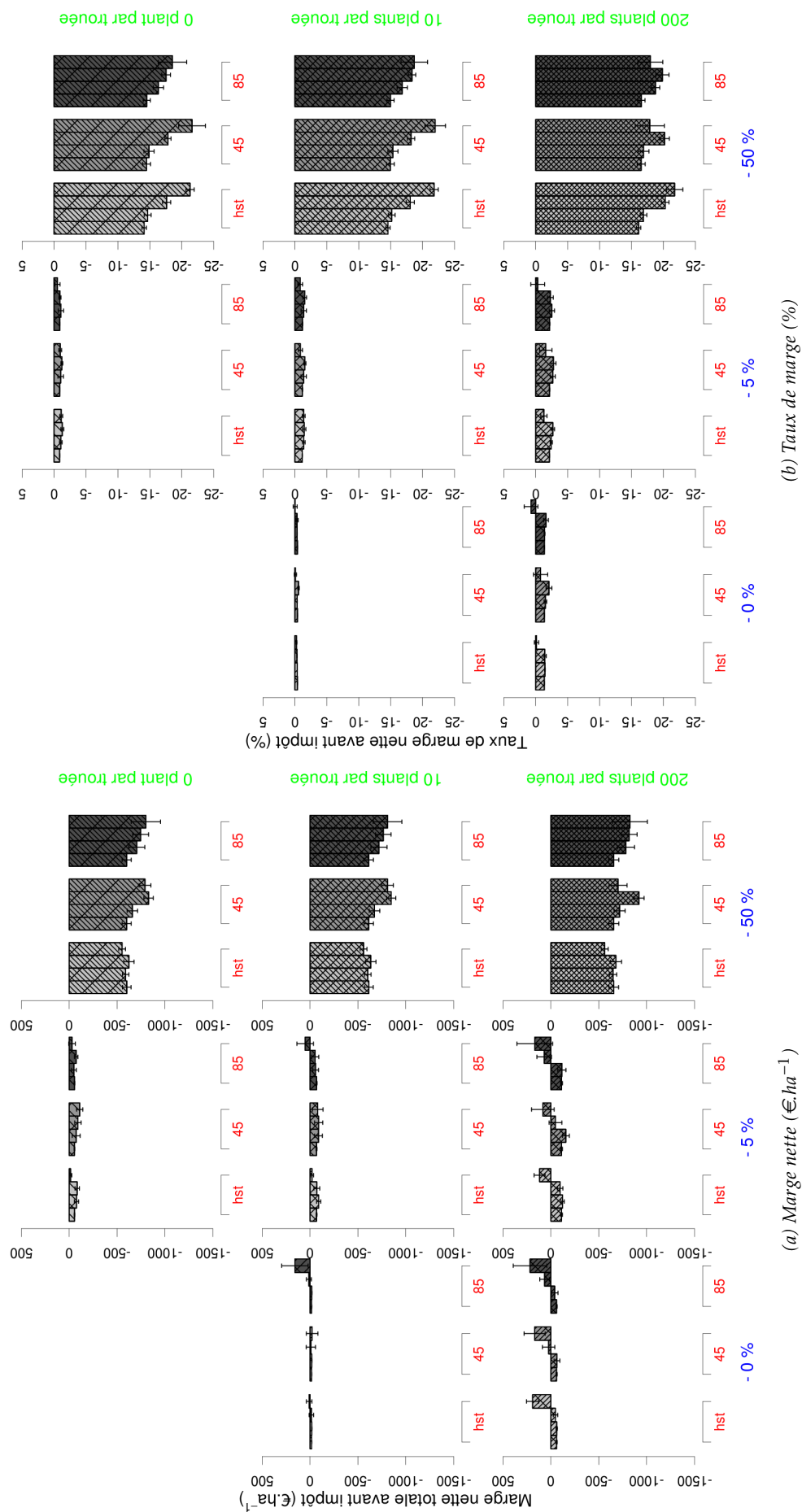


Figure V.6 – Écarts moyens projetés entre les différentes options de gestion forestière améliorée et le scénario d'exploitation classique pour deux indicateurs d'exploitation. Valeurs indiquées par rotation, en fonction du scénario climatique et pour tous types de concessions confondus.

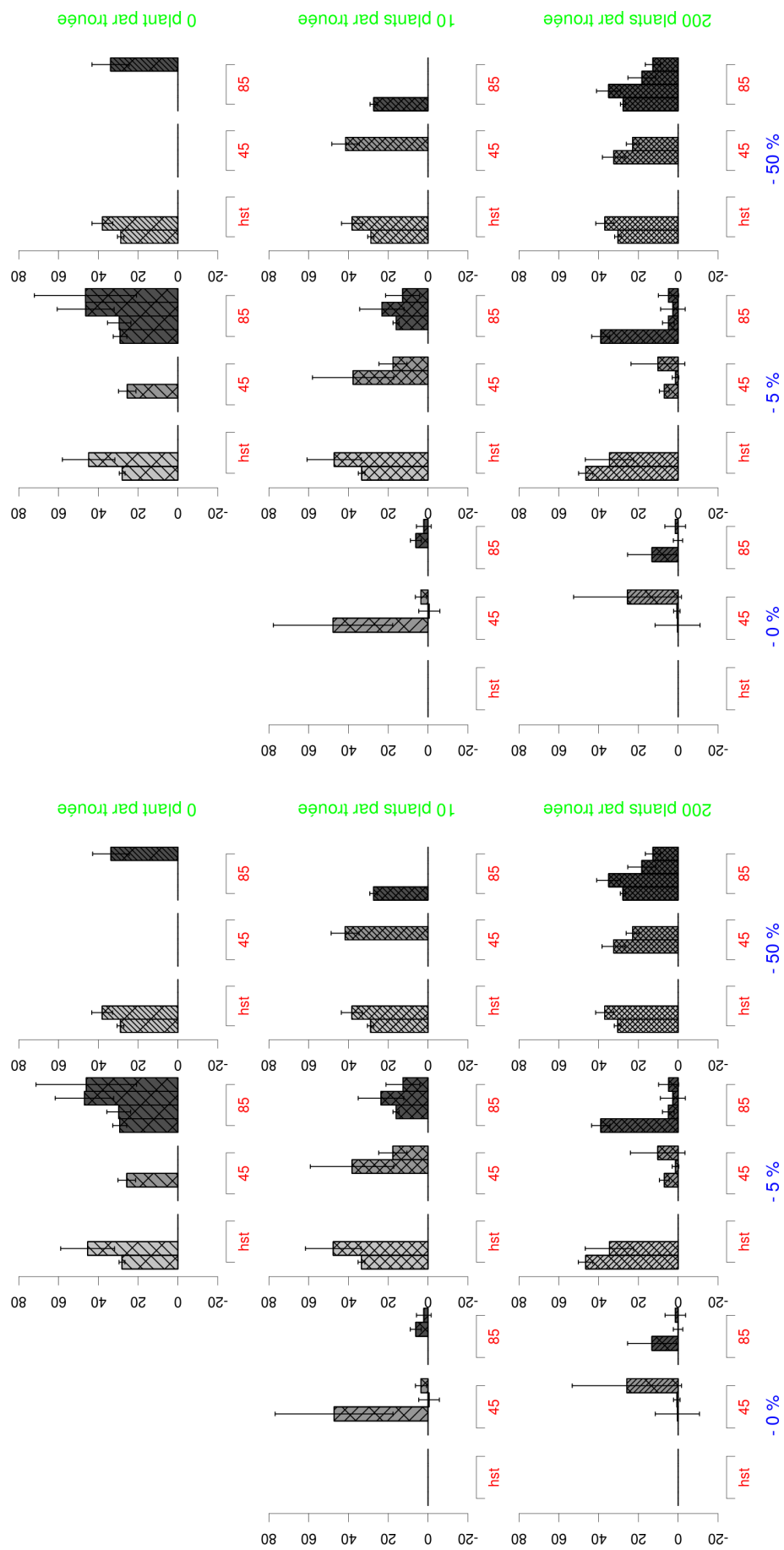


Figure V.7 – Prix unitaire de revient du crédit carbone pour chaque rotation d'ici la fin du siècle, en fonction de chaque scénario climatique et de chaque option de gestion forestière améliorée, pour un taux d'actualisation égal à 5% (figure V.7a, en €) et à 15 % (figure V.7b, en €). Valeurs toutes types de concessions confondues.



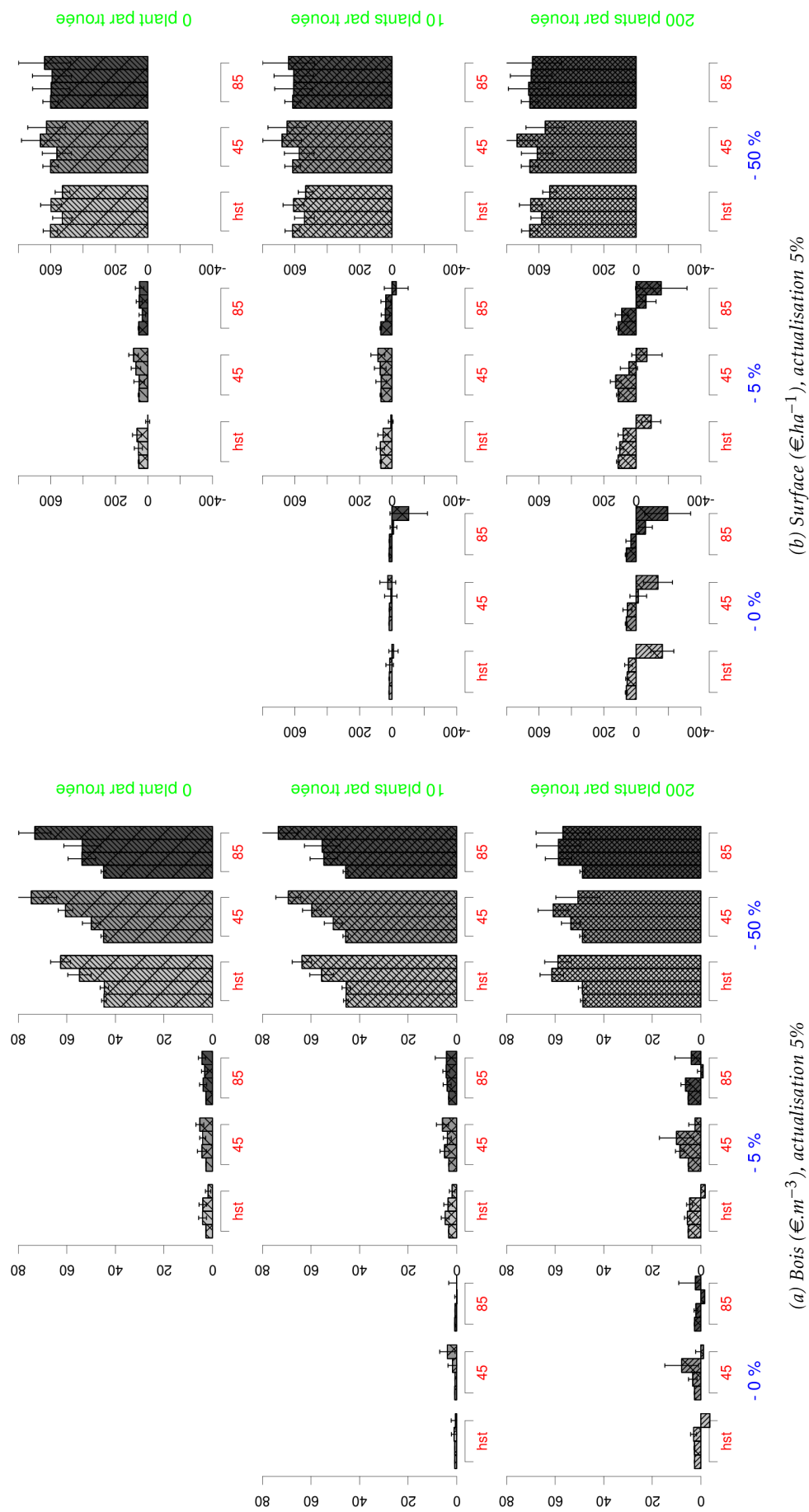


Figure V.8 – Prix unitaire de revient d'un paiement basé sur le bois (figure V.8a, en  $\text{€} \cdot \text{m}^{-3}$ ) et d'un paiement surfacique (figure V.8b, en  $\text{€} \cdot \text{ha}^{-1}$ ) pour chaque rotation d'ici la fin du siècle, en fonction du scénario climatique et de l'option de gestion forestière améliorée, tous types de concessions confondus et avec un taux d'actualisation à 5 %.

	1 <sup>ère</sup> rotation			2 <sup>ème</sup> rotation			3 <sup>ème</sup> rotation			4 <sup>ème</sup> rotation		
	hst	45	85	hst	45	85	hst	45	85	hst	45	85
<b>Exploitation avec faible réduction du prélèvement</b>												
Prix de revient de crédit carbone (€.t <sub>eq</sub> <sup>-1</sup> CO <sub>2</sub> )	24.2±0.72	26 ± 2 ●	24.6 ± 1.2	33.5 ± 8.5	19 ± 3.2 ●	22.1 ± 3.2 ●	62 ± 15	31.5 ± 40	27.2 ± 4.4	66.2 ± 20	58 ± 21	68.4 ± 43
Prix de revient de prime sur bois (€.m <sup>-3</sup> )	2.59 ± 0.078	2.57 ± 0.074 ★	2.58 ± 0.076	3.48 ± 1.5	4.1 ± 1.8	2.76 ± 1	3.86 ± 1.1	3.76 ± 1.1	3.07 ± 1 ●	1.9 ± 1.5	5.14 ± 1.3	3.73 ± 1.2
Prix de revient de paiement surfacique (€.ha <sup>-1</sup> )	51.6 ± 2	51.4 ± 2.1	51.5 ± 2.1	57.5 ± 24	55.2 ± 31	40.5 ± 25	63.4 ± 18	82.2 ± 24	58.9 ± 17	3.39 ± 29	107 ± 24 ★	63.3 ± 26 ●
<b>Exploitation avec forte réduction du prélèvement</b>												
Prix de revient de crédit carbone (€.t <sub>eq</sub> <sup>-1</sup> CO <sub>2</sub> )	24 ± 0.54	23.3±0.54 ●	23.4±0.62 ●	33.8 ± 4.7	40.2 ± 10	75.5 ± 19 ★	102 ± 25	45 ± 8.5 ●	88.4 ± 26	69.6 ± 11	48.9 ± 7.4	42.3 ± 17 ●
Prix de revient de prime sur bois (€.m <sup>-3</sup> )	42.7±0.98	43 ± 1 ★	42.9 ± 1	40.9 ± 2.7	46.7 ± 4.6 ●	50.1 ± 4.4 ★	52.2 ± 3.4	59.5 ± 4.2 ●	53.2 ± 4.9	62.7 ± 3.8	73 ± 7.8 ●	72.4 ± 7.3
Prix de revient de paiement surfacique (€.ha <sup>-1</sup> )	563 ± 27	563 ± 28	561 ± 28	532 ± 37	608 ± 36 ●	670 ± 48 ★	587 ± 35	794 ± 42 ★★	715 ± 56 ●	547 ± 29	780 ± 59 ★★	799 ± 89 ★★

Table V.7 – Valeurs moyennes et erreurs-types des prix de revient de crédit carbone, de prime sur bois et de paiement surfacique, pour chaque rotation et sous différents scénarios climatiques, dans les peuplements exploités avec une réduction volontaire du prélèvement. La significativité des différences avec le scénario sans changement climatique, obtenue par test de Student, est indiquée avec le code suivant : ●  $p < 0.1$ , ★  $p < 0.05$ , ★★  $p < 0.01$  et ★★★  $p < 0.001$ . Taux d'actualisation : 10 %.

	1 <sup>ère</sup> rotation			2 <sup>ème</sup> rotation			3 <sup>ème</sup> rotation			4 <sup>ème</sup> rotation		
	hst	45	85	hst	45	85	hst	45	85	hst	45	85
<b>Exploitation avec faible enrichissement</b>												
Prix de revient de crédit carbone (€.t <sub>eq</sub> <sup>-1</sup> CO <sub>2</sub> )	259 ± 57	291 ± 84 ●	355 ± 76	129 ± 26	41 ± 15 ★★★	36.1 ± 11 ★★★	28 ± 9.2	5.16 ± 2.5 ★★	5.19 ± 1.8 ★	42.8 ± 18	8.61 ± 3.2 ★	4.39 ± 3.1 ★
Prix de revient de prime sur bois (€.m <sup>-3</sup> )	0.793 ± 0.023	0.796 ± 0.025	0.798 ± 0.025 ●	0.807 ± 0.043	0.746 ± 0.021 ●	0.735 ± 0.023 ★	0.957 ± 0.79	1.35 ± 1.3	-0.24 ± 0.92 ●	0.501 ± 1.3	3.93 ± 2.4 ●	-1.12 ± 1.8
Prix de revient de paiement surfacique (€.ha <sup>-1</sup> )	17.3 ± 1.1	17.3 ± 1.1	17.3 ± 1.1	18.2 ± 1.6	18.4 ± 1.1	18.9 ± 1.3	12.2 ± 18	2.89 ± 29	-11.7 ± 26	-9.63 ± 21	38.4 ± 49	-128 ± 85 ●
<b>Exploitation avec fort enrichissement</b>												
Prix de revient de crédit carbone (€.t <sub>eq</sub> <sup>-1</sup> CO <sub>2</sub> )	264 ± 38	174 ± 15 ★★★	152 ± 23 ★★	14 ± 2.6	22.9 ± 11 ★★★	14.1 ± 16 ★★★	24 ± 15	-0.666 ± 1.3 ●	0.92 ± 1.1 ●	-3.8 ± 13	11.3 ± 10	2.24 ± 6.1
Prix de revient de prime sur bois (€.m <sup>-3</sup> )	2.66 ± 0.053	2.68 ± 0.056	2.68 ± 0.057 ●	2.83 ± 0.24	3.31 ± 1.4	2.25 ± 0.56	2.84 ± 1.3	2.26 ± 1.7	-0.919 ± 1.3 ★	-3.88 ± 1.4	-0.594 ± 2.8 ●	2.18 ± 5.7 ●
Prix de revient de paiement surfacique (€.ha <sup>-1</sup> )	60.3 ± 4.7	60.3 ± 4.7	60.3 ± 4.7	65.2 ± 7.9	64.7 ± 23	48.2 ± 22	43.8 ± 23	-3.65 ± 43	-48.2 ± 44 ★	-152 ± 47	-147 ± 110	-214 ± 140

Table V.8 – Comme précédemment pour des peuplements exploités avec enrichissement artificiel.

	1 <sup>ère</sup> rotation			2 <sup>ème</sup> rotation			3 <sup>ème</sup> rotation			4 <sup>ème</sup> rotation		
	hst	45	85	hst	45	85	hst	45	85	hst	45	85
<b>Exploitation avec faible réduction du prélèvement et avec faible enrichissement</b>												
Prix de revient de crédit carbone (€.t <sub>eq</sub> <sup>-1</sup> CO <sub>2</sub> )	29.6±0.66	29.3±1.2	28.2±0.56 ★★	33.2±5.4	20.5±2.9 ●	18.1±1.5 ●	41.7±13	36.4±13	11.9±3.6 ●	39.3±16	14.8±3.6 ●	26.2±14
Prix de revient de prime sur bois (€.m <sup>-3</sup> )	3.16±0.07	3.15±0.066★	3.16±0.068	4.17±1.5	4.77±1.8	2.88±0.87	3.5±1.2	3.61±1	3.85±1.8	1.94±1.4	6.13±2.2 ●	1.82±2.5
Prix de revient de paiement surfacique (€.ha <sup>-1</sup> )	64.4±2.9	64.3±3	64.3±3	72.3±24	71±30	51.6±24	53±21	83.9±26	38.6±36	9.67±27	111±49★	-34.9±77
<b>Exploitation avec faible réduction du prélèvement et avec fort enrichissement</b>												
Prix de revient de crédit carbone (€.t <sub>eq</sub> <sup>-1</sup> CO <sub>2</sub> )	45±1	48.7±4.2	40.9±1.2 ★★	28.7±7.9	8.03±2 ★★	2.37±3.9 ★	41.3±22	0.718±1.5 ★★★	0.535±1.7 ★★	41±25	4.22±5.2	4.92±5.7
Prix de revient de prime sur bois (€.m <sup>-3</sup> )	5.1±0.06	5.09±0.061	5.11±0.063	5.24±0.89	8.31±2.2 ●	5.35±1.1	4.68±1.3	4.18±1.5	-0.189±1.4★★	-1.69±1.3	2.83±3.5 ●	3.33±5.4 ●
Prix de revient de paiement surfacique (€.ha <sup>-1</sup> )	107±6.3	107±6.4	107±6.4	108±20	136±31	112±30	80±26	61.5±42	-44.2±50 ★★	-80.1±40	-65.4±110	-208±180
	1 <sup>ère</sup> rotation			2 <sup>ème</sup> rotation			3 <sup>ème</sup> rotation			4 <sup>ème</sup> rotation		
	hst	45	85	hst	45	85	hst	45	85	hst	45	85
<b>Exploitation avec forte réduction du prélèvement et avec faible enrichissement</b>												
Prix de revient de crédit carbone (€.t <sub>eq</sub> <sup>-1</sup> CO <sub>2</sub> )	24.4±0.55	23.9±0.56	23.5±0.57 ★	34.4±4.8	38.5±5.6	47.4±9.5	98.4±25	35.9±6.4 ★	67.7±10	83±19	54.6±13	56.1±24
Prix de revient de prime sur bois (€.m <sup>-3</sup> )	43.6±0.97	44±1★	43.8±1	41.9±2.7	47.6±4.6 ●	51.1±4.4 ★	53.1±3.4	58.5±3.8	55±4.9	64±3.7	69.9±6	71.3±7.3
Prix de revient de paiement surfacique (€.ha <sup>-1</sup> )	576±28	576±29	574±28	546±37	622±36●	684±48★	597±35	813±41 ★★★	734±55●	554±29	808±56 ★★★	800±90 ★★
<b>Exploitation avec forte réduction du prélèvement et avec fort enrichissement</b>												
Prix de revient de crédit carbone (€.t <sub>eq</sub> <sup>-1</sup> CO <sub>2</sub> )	26±0.57	25.1±0.48 ★	24.9±0.51 ★★	34.3±4.5	34.5±5.9	25.8±2★	64.7±15	24.6±4.3 ★	16.7±3.2 ★★	87.9±21	60.5±24	13.2±3.3 ★★
Prix de revient de prime sur bois (€.m <sup>-3</sup> )	46.7±0.95	47±1★	46.9±1	45.3±2.7	50.5±4.7	54.9±4.4 ★	58.9±3.4	59.2±4.3	57.9±5.6	58.4±3.7	51.8±5.9	57±8.1
Prix de revient de paiement surfacique (€.ha <sup>-1</sup> )	619±31	619±32	617±31	593±39	668±36●	732±51★	641±39	882±44 ★★★	785±57●	559±28	717±61★	788±110 ★

Table V.9 – Valeurs moyennes et erreurs-types des coûts de revient de crédit carbone, de prime sur bois et de paiement surfacique, pour chaque rotation et sous différents scénarios climatiques, dans les peuplements exploités avec une combinaison de réduction volontaire de prélèvement et d'enrichissement artificiel. La significativité des différences avec le scénario sans changement climatique, obtenue par test de Student, est indiquée avec le code suivant : ●  $p < 0.1$ , ★  $p < 0.05$ , ★★  $p < 0.01$  et ★★★  $p < 0.001$ .

## V.4 Discussion

### V.4.1 Réduire les prélèvements et enrichir les forêts, deux options efficaces et complémentaires pour réduire les impacts de l'exploitation

Les résultats de simulation confirment que la réduction volontaire du prélèvement et l'enrichissement artificiel des forêts sont bien deux options permettant d'atténuer à long terme une partie des impacts cumulés de l'exploitation forestière et du changement climatique sur la structure et la dynamique des peuplements forestiers. Les peuplements soumis à des scénarios alternatifs présentent, en 4<sup>ème</sup> rotation, des valeurs plus élevées en termes de densité d'arbre, de surface terrière et de biomasse carbone et des valeurs plus faibles en termes de croissance, de mortalité et de recrutement. L'accélération de la dynamique forestière et la transformation de la structure forestière, deux des principaux impacts de l'exploitation, sont bien diminuées par les options d'exploitation alternative mêlant réduction du prélèvement et enrichissement des forêts. Ces résultats ne sont pas triviaux car du fait d'une modélisation dynamique des choix d'exploitation, ils prennent en compte les éventuels effets rebond issus de changements d'intensité de coupe au cours du temps. Ainsi, ces résultats restent valides alors même que dans certains cas l'intensité de coupe est plus élevée dans les scénarios alternatifs que dans le scénario conventionnel. Pour autant, aucune combinaison des deux options ne parvient à résorber complètement l'impact de l'exploitation sur les peuplements forestiers et des différences significatives continuent de subsister par rapport aux forêts inexploitées.

Ces résultats sont cohérents avec les conclusions de nombreux autres travaux ayant étudié les impacts de l'exploitation et les moyens de les résorber, notamment dans le cadre du débat entre extensification et intensification des pratiques de gestion forestière tropicale. La réduction de l'intensité de coupe, soit par l'augmentation des DME soit par l'allongement des durées de rotation est ainsi régulièrement prônée pour réduire les impacts de l'exploitation sur les peuplements forestiers (Zimmerman et Kormos 2012, Edwards *et al.* 2014, par exemple), ce que confirment nos résultats. Une autre école de pensée appelle plutôt à intensifier l'action humaine en forêt et à mettre en place des pratiques de sylviculture post-exploitation (Fredericksen et Putz 2003, Putz et Ruslandi 2015, Schwartz *et al.* 2016b). En montrant qu'au niveau du peuplement général, à long-terme, la réduction du prélèvement tout comme l'enrichissement artificiel permettent de réduire les impacts de l'exploitation, nos résultats soutiennent les arguments des deux camps et participent au constat de plus en plus prégnant que tant l'extensification que l'intensification peuvent être des stratégies efficaces de résorption des impacts de l'exploitation, tant du point de vue des aspects carbone que biodiversité (Griscom *et al.* 2017).

Sur le plan de la composition forestière, en revanche, les deux options se distinguent. De manière simplifiée, le changement climatique entraîne un changement floristique en faveur des espèces P et aux

dépens des espèces Sb tandis que l'exploitation forestière entraîne un changement en faveur des espèces P aux dépens des espèces NPLD. Sans surprise, la réduction du prélèvement est l'option qui permet d'atténuer l'impact de l'exploitation forestière tout en restant proche d'une composition propre à une forêt inexploitée. Du fait des interactions entre les effets de l'exploitation et du changement climatique, la réduction du prélèvement est une option dont les effets présentent une moindre sensibilité au changement climatique.

Du fait que le nombre et la composition des plants installés dépendent du nombre et de la composition des arbres coupés, l'enrichissement artificiel est une option dont les effets sont très liés aux choix d'exploitation. L'enrichissement entraîne une très forte augmentation de l'abondance de NPLD et de manière relative, creuse un peu plus le recul des l'abondance relative des espèces Sb. Ces effets sont d'autant plus forts que le changement climatique est élevé.

Le choix de réduire les prélèvements ou d'enrichir les forêts fait écho aux discussions entre les effets de la restauration passive ou active sur la récupération forestière (Meli *et al.* 2017, par exemple), lesquelles se concluent généralement par la nécessité de prendre en compte à la fois les spécificités des peuplements concernés et les objectifs spécifiques des projets visés.

Sur le plan économique, les projections avec des combinaisons d'options impliquant une forte réduction du prélèvement se distinguent très clairement par leur coût très élevé et une absence totale de rentabilité s'aggravant de rotation en rotation. Les résultats des autres projections sont radicalement différents. Même si le taux de marge nette reste généralement inférieur à celui observé dans le cas d'une exploitation classique, ce différentiel se réduit au cours du temps tandis que les autres indicateurs soulignent une amélioration économique des activités d'exploitation, avec une augmentation de l'intensité de coupe, des volumes de récoltes et de la marge nette. En particulier, le fort enrichissement se distingue par sa capacité à améliorer le bilan économique, et ce quelle que soit la réduction du prélèvement. Sans réduction de prélèvement, il permet même de dépasser le scénario conventionnel et d'améliorer la rentabilité de l'exploitation. Enfin, l'influence du changement climatique sur ces résultats est semblable à celle observée sur les résultats liés aux peuplements forestiers : la réduction du prélèvement est une alternative dont les effets varient peu avec le changement climatique, tandis que les effets de l'enrichissement artificiel y sont nettement plus sensibles.

Les effets positifs sur le bilan économique de l'entreprise, si effet positif il y a, ne peuvent cependant se mesurer que sur le long-terme, en 4<sup>ème</sup> rotation. Ce résultat est cohérent avec les conclusions de la plupart des chercheurs en sylviculture tropicale qui estiment que les systèmes de sylviculture en forêt tropicale naturelle, et notamment l'enrichissement artificiel des trouées, ne peuvent produire des arbres commercialisables qu'à partir de la 3<sup>ème</sup> rotation (Peña Claros *et al.* 2008, Schulze 2008, Doucet *et al.* 2009). Des travaux très récents (Ruslandi *et al.* 2017a;b), basés sur des pratiques sylvicoles bien

plus intensives que l'enrichissement des trouées, proches de la méthode des layons, montrent toutefois que certains systèmes faisables économiquement pourraient être envisagés à l'échelle d'une rotation. Ces résultats proviennent cependant de forêts tropicales d'Indonésie à Diptérocarpées, dont la croissance des arbres est plus rapide que celle observée dans les forêts d'Afrique centrale. Par ailleurs, les analyses faites sur les données issues des anciens essais sylvicoles menés au cours du  $xx^{\text{ème}}$  montrent que, les coûts de revient ramenés au volume de bois ne sont compatibles avec les modes d'exploitation et de commercialisation actuels que pour quelques espèces pionnières, notamment l'Ayous et le Limba (Claeys et Gourlet-Fleury 2015).

Face aux impacts de l'exploitation forestière et du changement climatique, la réduction du prélèvement et l'enrichissement artificiel sont deux options dont l'efficacité, bien que limitée, reste tout de même réelle. Chaque option présente ses avantages et ses inconvénients : la réduction du prélèvement apparaît une option très coûteuse et ce dès le départ, mais qui permet à long-terme de mieux conserver la composition des forêts exploitées proche de celle des forêts inexploitées. Cette option permet également de réduire la sensibilité au changement climatique. À l'inverse, l'enrichissement artificiel est une option peu coûteuse, voire même rentable à long-terme, mais qui entraîne cependant une modification de la composition des forêts, avec une prédominance des espèces NPLD, creusant un peu plus encore la réduction des espèces Sb. Cette option présente également une sensibilité assez élevée au changement climatique. Si ces différences peuvent correspondre à des compromis, elles sont aussi sources de complémentarités. La combinaison des deux options offre la possibilité d'arbitrer entre les avantages et les inconvénients de chaque approche et entraîne par ailleurs des effets d'interaction positive. Une conclusion semblable se retrouve dans d'autres massifs forestiers tropicaux, où c'est par des combinaisons de mesures que la diversité des paysages forestiers tropicaux peut être le mieux prise en compte (Law *et al.* 2017, par exemple). La combinaison d'une faible réduction du prélèvement et d'un fort enrichissement semble une voie particulièrement prometteuse

#### **V.4.2 Le financement de la gestion forestière améliorée doit reposer sur d'autres assiettes que le carbone**

Les analyses de revient effectuées sur les trois schémas de compensation étudiés, à savoir les crédits carbone, les primes sur bois et les paiements surfaciques, donnent des résultats très contrastés d'un schéma à l'autre.

L'analyse sur les prix de revient des crédits carbone montre une très grande diversité des cas. Au final, un prix de revient inférieur à  $25 \text{ €} \cdot \text{t}_{\text{eq}}^{-1} \text{CO}_2$  ne s'obtient que dans 24 % des cas en 1<sup>ère</sup> rotation. Cette proportion reste inchangée en 4<sup>ème</sup> rotation (26 % des cas). Avec un objectif de prix de  $5 \text{ €} \cdot \text{t}_{\text{eq}}^{-1} \text{CO}_2$ ,

soit le prix fixe du programme pilote mis en place par le Fonds vert pour le climat (GCF 2017) pour les paiements basés sur le résultats de la REDD+, le financement basé sur le carbone ne permet de compenser aucun cas en 1<sup>ère</sup> rotation et seuls 15 % des cas en 4<sup>ème</sup> rotation. Cette dernière proportion tombe à 8 % si l'on exclue les cas où les prix de revient sont négatifs, soit les cas où les combinaisons de réduction du prélèvement et d'enrichissement artificiel sont plus rentables que le scénario conventionnel et ne répondent donc pas au critère d'additionnalité carbone.

Un autre inconvénient des paiements basés sur le carbone est l'instabilité des échéanciers de crédit. Dans de nombreux cas, les conditions pour déterminer un prix de revient de carbone peuvent être réunies à une rotation donnée, mais ne plus l'être à la rotation suivante, soit que le scénario d'exploitation alternative ait entraîné un arrêt de l'exploitation, soit, plus généralement, que les choix d'aménagement aient été modifiés et n'entraînent plus aucun gain permanent de carbone par rapport au scénario conventionnel. De même, d'un scénario climatique à l'autre, les différences peuvent être suffisantes pour déclencher un aménagement différent et changer la donne en terme de gain permanent de carbone. Au final, seules 23 % des simulations assurent la continuité d'un prix carbone au cours des 4 rotations, et une seule (sur 1920 simulations) le fait pour moins de 25  $\text{€} \cdot \text{t}_{\text{eq}}^{-1} \text{CO}_2$ .

La comparaison de ces résultats avec d'autres études ayant évalué le prix de revient de crédits carbone pour financer des projets IfM est rendue délicate, du fait notamment des différences méthodologiques. La grande amplitude des coûts de revient du carbone est un résultat déjà mis en avant par Ndjondo *et al.* (2014) et Rossi *et al.* (2017), mais les valeurs que nous obtenons sont cependant plus élevées que les fourchettes mises en avant par ces auteurs, entre 5 et 25  $\text{€} \cdot \text{t}_{\text{eq}}^{-1} \text{CO}_2$ . Nos résultats sont également bien plus élevés que les prix rapportés sur les marchés de carbone forestier volontaire : en 2016, les projets sur les forêts et l'usage des terres représentaient un volume de 13,1  $\text{Mt}_{\text{eq}} \text{CO}_2$  (27 % du total) pour un montant de 67 M\$ (47 % du total), avec un prix moyen de 5,1  $\text{\$} \cdot \text{t}_{\text{eq}}^{-1} \text{CO}_2$  (Hamrick et Galian 2016). Ces projets sont cependant dominés par les projets REDD+ à bas coût carbone : ces projets, malgré l'absence de connexion avec les marchés obligataires, constituent la majeure partie des 800 projets recensés et couvrent 75 % des volumes de réduction (soit 11,4  $\text{Mt}_{\text{eq}} \text{CO}_2$ ), avec un prix moyen de 3,4  $\text{\$} \cdot \text{t}_{\text{eq}} \text{CO}_2$ . De même, au niveau étatique, le programme pilote de 500 M\$ annoncé par le Fonds vert pour le climat sur les paiements basés sur les résultats pour la REDD+ (GCF 2017) avance un prix fixe pour les réductions d'émission de 5  $\text{\$} \cdot \text{t}_{\text{eq}}^{-1} \text{CO}_2$ . Les projets IfM présentent un prix de revient plus élevé de 7,4  $\text{\$} \cdot \text{t}_{\text{eq}} \text{CO}_2$  (Hamrick et Galian 2016), qui reste cependant nettement en dessous de nos résultats. Enfin, récemment, Ruslandi *et al.* (2017b) ont montré que dans des forêts tropicales d'Indonésie, un prix de 9,6  $\text{\$} \cdot \text{t}_{\text{eq}} \text{CO}_2$  est suffisant pour assurer la viabilité financière de pratiques d'intensification sylvicole semblables à la méthode des layons, via des paiements basés sur le carbone. Plusieurs explications peuvent être apportées pour justifier les différences entre nos résultats et ces valeurs. D'abord, ces

prix moyens masquent de très grandes amplitudes, les prix s'étalant en réalité entre 0,2 et 80 \$.t<sub>eq</sub>CO<sub>2</sub>, soit une gamme beaucoup plus proche de nos résultats. Une source d'explication pourrait venir de la tendance qu'ont les projets volontaires à gonfler leurs volumes de crédits, une tendance rapportée et analysée notamment par Seyller *et al.* (2016) et qui permet en partie expliquer des prix artificiellement bas.

L'analyse carbone n'a porté que sur la biomasse épigée des arbres. Plusieurs autres compartiments pourraient être couverts par un projet carbone, en particulier les sols (Chiti *et al.* 2016, par exemple), le bois mort (Carlson *et al.* 2017, par exemple, au Gabon) et les produits ligneux récoltés. Malgré tout, l'inclusion de ces compartiments ne devrait pas changer fondamentalement le raisonnement : dans la quantification des crédits carbone, les crédits issus de ces compartiments sont eux-aussi soumis au critère de permanence, et dépendent en grande partie du choix des exploitants, et de la variabilité de leurs pratiques au cours du temps. Compte-tenu des prix observés actuellement sur les marchés carbone et les modèles économiques des concessionnaires forestiers, avec notamment des taux d'actualisation élevés, l'IFM avec un financement basé sur le carbone ne pourrait être envisagée que dans les cas où l'exploitation forestière est peu rentable ou lorsqu'il s'agit d'arrêter toute activité d'exploitation (Rossi *et al.* 2017).

Les prix de revient des deux autres schémas de compensation envisagés, les primes sur le bois et les paiements surfaciques, sont aussi très variables d'une simulation à l'autre, mais nettement moins que dans le cas des crédits carbone. Surtout, l'assiette sur laquelle se basent les primes sur bois et les paiements surfaciques est nettement moins variable au cours du temps que les échéanciers de crédit carbone, et offre ainsi une bien meilleure stabilité des prix de revient au cours du temps.

Aussi bien pour les primes sur le bois que pour les paiements surfaciques, trois situations se distinguent en 4<sup>ème</sup> rotation : i) les combinaisons impliquant une forte réduction présentent des prix de revient très élevés, ii) les combinaisons impliquant un fort enrichissement ont dans la moitié des cas, un prix de revient négatif iii) les autres combinaisons présentent des prix de revient positifs modérés. Du fait que les simulations avec un changement climatique projettent une augmentation des activités d'exploitation au cours du temps par rapport aux simulations sans changement climatique, les deux schémas de compensation ont une sensibilité semblable au changement climatique : le prix de revient diminue de rotation en rotation dans les scénarios sans changement climatique et augmente de rotation en rotation dans les scénarios avec changement climatique.

La comparaison entre les schémas de compensation basés sur le carbone et les schémas de compensation basés sur le bois et sur les surfaces est clairement en faveur de ces derniers. Ce résultat s'inscrit et conforte les conclusions de plusieurs travaux qui, face à l'incertitude et au caractère onéreux des



projets de carbone forestier pour les exploitants, appellent à mettre en avant d'autres instruments non directement basés sur des crédits carbone, que ce soit via l'adaptation des schémas de certification au changement climatique (Klenk *et al.* 2015) ou la réduction des taxes de superficie des concessionnaires s'engageant dans des pratiques IFM (Karsenty 2016a, par exemple). Plus généralement, les incitations basées sur les filières et les incitations basées sur les territoires gagnent à être combinées, en témoignent les travaux récents portant sur la lutte contre la déforestation importée (Meyer et Miller 2015, Dubiez *et al.* 2006). Une démarche intégratrice a notamment été proposée à la Côte d'Ivoire dans le cadre de leur stratégie nationale REDD+ (Biénabe *et al.* 2016).

### V.4.3 Perspectives d'amélioration

Plusieurs voies peuvent être avancées pour améliorer l'analyse de l'efficacité des options d'IFM considérées et l'analyse de la faisabilité économique des schémas de compensation associés. Parmi ces voies, certaines ont déjà été présentées, notamment en ce qui concerne l'amélioration du modèle de forêt tropicale exploitée. Les analyses d'efficacité et de faisabilité gagneraient en précision et en réalisme tant en améliorant la modélisation de la dynamique forestière qu'en améliorant celle du fonctionnement d'une concession sous aménagement. Les différentes améliorations déjà mises en avant dans les chapitres précédents restent pertinentes pour l'objet de ce chapitre. D'autres voies d'amélioration sont ouvertes par les développements de ce chapitre, à commencer par l'amélioration du réalisme des différents paramètres et processus associés à la sylviculture d'enrichissement, et le perfectionnement du comportement des exploitants, notamment en termes d'anticipation des signaux économiques émis par les différents instruments incitatifs envisagés.

L'analyse en elle-même gagnerait à se doubler d'une analyse d'incertitudes et d'une analyse de sensibilité. Les méthodologies déployées proviennent du couplage de différents modèles. Entre les sorties de modèles climatiques, les données d'inventaire forestier, les données de prix, les éléments de productivité et de coût, les équations allométriques, les densités de bois, les méthodologies mêlent plusieurs sources de données particulièrement hétérogènes et multiplient les paramètres sans que les valeurs de ces derniers ne soient connues avec certitude. Au final, la complexité s'accroît et le fonctionnement des méthodologies se rapproche de plus en plus d'une boîte noire. Les analyses d'incertitude et de sensibilité permettraient à la fois d'identifier les principales sources d'incertitudes dans les données d'entrée mais également de mieux discuter la validité des résultats avancés. La question de la complexité et des incertitudes est un enjeu particulièrement aigu dans les modèles forestiers (Reyer 2013, Schou *et al.* 2015). Une méthode prometteuse en ce sens est l'emploi de méthodes de Monte-Carlo, dont Rossi *et al.* (2017) est un exemple pour les projets carbone en Afrique centrale.

Une autre amélioration majeure, déjà mentionnée au chapitre précédent, serait de réduire le statisme des modèles déployés, notamment celui sur le fonctionnement des entreprises forestières. Les projec-

tions ici effectuées font l'hypothèse que tous les paramètres économiques en général, et en particulier, les prix, les coûts et les productivités, restent constants au cours du temps. Cette première est certes nécessaire, mais devrait être dépassée en intégrant, dans l'idéal, différentes théories du changement. En ce sens, de la même manière que les Rcp sont des déclinaisons biophysiques de scénarios standardisés de changement climatique pouvant servir de cadrage à des modèles de dynamique forestière, les Trajectoires socio-économiques partagées (Ssp, *Shared Socioeconomic Pathways*) sont des scénarios de référence décrivant des tendances alternatives plausibles d'évolution des sociétés et des écosystèmes à l'échelle du siècle (O'Neill *et al.* 2014, Riahi *et al.* 2017). Ces projections pourraient servir de cadrage macroéconomique pour le modèle d'entreprise en introduisant des scénarios d'évolution des paramètres et des modèles économiques et industriels.

Enfin, toutes les simulations considérées dans ce chapitre restent basées sur le seul site de M'Baïki et sur un seul Rcm. La prise en compte de différents Gcm constitue une première étape pour couvrir la diversité des projections climatiques, de même que les différents types de concession issus du croisement de différentes valeurs de superficie et de distance aux ports, sont un premier moyen de capter la diversité des entreprises forestières. Pour pouvoir véritablement refléter l'hétérogénéité des forêts d'Afrique centrale, et la diversité des systèmes de gestion forestière associés, il serait cependant nécessaire de répliquer les travaux effectués à d'autres sites forestiers, avec d'autres Rcm et surtout, avec des données venant d'autres entreprises. Comme expliqué dans les chapitres précédents, de nombreuses sources de données déjà existantes pourraient être utilisées à ce propos : les inventaires forestiers, les parcelles permanentes et les progiciels de gestion intégrée (Pgi) dont disposent les concessionnaires forestiers en sont un exemple, même s'ils sont souvent couverts du sceau de la confidentialité.

Le réalisme de la modélisation de l'enrichissement artificiel des forêts, un des nouveaux éléments introduits dans ce chapitre, pourrait être renforcé de plusieurs manières. Sur le plan écologique, nous avons fait l'hypothèse que la dynamique des plants de moins de 10 cm était identique et correspondait à la dynamique des arbres de la première classe de diamètre déterminée par le Mimm. Cette hypothèse est très simplificatrice, et la phase séparant l'installation du plant en forêt et l'atteinte d'un DHP de 10 cm justifierait largement un modèle écologique dédié. Plusieurs travaux de terrain ont été lancés à ce sujet, souvent dans une perspective de conservation ou de restauration (Khurana et Singh 2001).

Sur le plan économique, notre modèle est là-aussi très simpliste et gagnerait à mieux couvrir et détailler les coûts, notamment liés à la main d'œuvre, de certaines phases des itinéraires sylvicoles. L'une de ces phases pourrait être la phase de culture en pépinière, dont les enjeux économiques (Schwartz *et al.* 2016a, par exemple) et écophysologiques (Grossnickle 2016) constituent des champs de recherche en tant que tels. Un autre enjeu économique associé à la sylviculture d'enrichissement porte sur la qualité des bois. Les arbres plantés n'ont souvent pas la même qualité à la transformation que les arbres na-

6232 turels (West 2014). C'est le cas de l'Okoumé : les entreprises qui exploitent les plantations d'Okoumé  
6233 matures du Gabon constatent que la qualité au déroulage est très inférieure à celle issue des Okoumé  
6234 récoltés en forêt naturelle (Marien et Gourlet-Fleury 2014).

6235 Un autre élément à intégrer dans l'amélioration de la modélisation de la sylviculture d'enrichissement  
6236 concerne les éclaircies effectuées après l'installation des plants. Plusieurs travaux soulignent l'intérêt de  
6237 ces éclaircies pour réduire la compétition entre les arbres et ainsi favoriser la récupération de la com-  
6238 position floristique en faveur des espèces non pionnières (Ouédraogo *et al.* 2011, de Avila *et al.* 2017)  
6239 ou pour réduire la compétition et améliorer la performance des arbres face aux impacts du changement  
6240 climatique (Sohn *et al.* 2016, Bradford et Bell 2017).

6241 L'étude de l'efficacité et de la faisabilité de pratiques d'Ifm pourrait également couvrir d'autres systèmes  
6242 sylvicoles. Les archives des multiples essais sylvicoles menés dans différentes régions d'Afrique au cours  
6243 du xx<sup>ème</sup> siècle constituent en cela des gisements de données sur la croissance et la survie des plants,  
6244 et possèdent également de nombreuses informations d'ordre technique ou économique. Plusieurs syn-  
6245 thèses francophones (Catinot 1965, Catinot *et al.* 1990, Dupuy 1998, Gourlet Fleury *et al.* 2011, Rodycz  
6246 de Christo 2014) et anglophones (Lamprecht 1989, Günter 2011) ont déjà été rédigées mais couvrent  
6247 de manière très partielle l'ampleur des connaissances acquises par le passé et actuellement plongées  
6248 dans l'oubli. L'intégration de ces connaissances dans les modèles de foresterie tropicale améliorerait  
6249 considérablement le réalisme et la pertinence de scénarios d'amélioration de la gestion forestière face  
6250 au changement climatique. La mise en place de dispositifs de recherche et d'observation systématique,  
6251 comme dans d'autres sujets liés au climat, est là-aussi un enjeu stratégique pour mieux comprendre  
6252 et anticiper les impacts du changement climatique, et améliorer la définition de politiques d'adapta-  
6253 tion. Plus généralement, les archives forestières, les diverses sources de données existant actuellement  
6254 dans le domaine public et chez les entreprises privées, et l'usage de modèles de projection sont autant  
6255 d'éléments de connaissance à solliciter pour contribuer à la mise en œuvre d'une sylviculture de xxi<sup>ème</sup>  
6256 siècle, une sylviculture d'adaptation (Finegan 2015, Puettmann *et al.* 2015)

6257 L'analyse des schémas de compensation basés sur le carbone, sur le bois et sur les surfaces s'inscrit  
6258 dans une perspective plus large d'étude de quelques instruments incitatifs existants pour améliorer les  
6259 pratiques de gestion forestière face au climat. L'étude de ces instruments ne saurait cependant se limiter  
6260 au calcul du prix de revient et d'autres dimensions devraient être considérées comme autant de pers-  
6261 pectives de développement. L'étude ici présentée se concentre sur la compensation du manque à gagner  
6262 de l'exploitation forestier. Or une partie des revenus de l'exploitant part vers l'État ou d'autres autorités  
6263 institutionnelles, via les taxes et impôts. L'inclusion de ces derniers dans la couche économique permet-  
6264 trait une amélioration immédiate des analyses de revient, qui pourraient inclure la compensation du  
6265 manque à gagner pour l'État. Une autre perspective de développement serait aussi d'étudier la combi-

raison de ces trois schémas de compensation. Un instrument n'étant jamais appliqué isolément, l'étude de la combinaison d'instruments améliorerait grandement la qualité de l'analyse de l'efficacité et de la faisabilité des schémas de compensation, en intégrant leur effet de synergie ou de compromis, et leur contribution dans des paysages d'incitation déjà existant (Howlett et Rayner 2007). Plus généralement, l'étude de la combinaison d'instruments ouvre la porte à l'étude des combinaisons de politiques, ou *policy mix* (Flanagan *et al.* 2011), et à l'utilité de ces dernières pour concilier développement et conservation dans les forêts tropicales (Barton *et al.* 2017).

Les analyses effectuées jusqu'à présent sont des analyses *ex ante*, basées sur la détermination d'un prix de revient compensant le manque à gagner entre un scénario conventionnel et un scénario alternatif, sur la base d'une assiette de compensation que ce soit le carbone, le bois ou les surfaces. L'introduction d'une compensation dimensionnée à ce prix de revient ne signifie pas pour autant que l'exploitation choisisse exactement le scénario alternatif visé. Il y a même de fortes chances que l'exploitant anticipe la compensation et effectue un troisième choix résultant d'un nouveau modèle où la compensation devient un signal économique comme un autre. Le traitement des comportements d'anticipation signifie d'adopter une analyse *ex post* des schémas de compensation, connaissant la réaction qu'aura l'exploitant. En Finlande, des études sur l'économie du reboisement comme Karppinen (2005), en s'inscrivant dans la théorie du comportement planifié, ont procédé dans leurs analyses à une internalisation du choix des options par les exploitants.

La question de l'anticipation des comportements des exploitants ne se limite pas aux instruments incitatifs, mais peut également être explorée dans le cadre du changement climatique. Dans notre modèle, l'exploitant n'anticipe aucunement le changement climatique et ne modifie son aménagement que sur la base de ses connaissances passées. Là-encore, intégrer les anticipations et les projections des exploitants face au changement climatique constituerait une voie d'amélioration de l'analyse. Si quelques travaux ont déjà effectué de telles analyses, notamment en agriculture (Schneider *et al.* 2000, Fussel 2007, par exemple), et plus récemment en foresterie (Rammer et Seidl 2015, Seidl *et al.* 2016, Blanco *et al.* 2017), ces derniers n'ont porté que sur les régions tempérées. L'intégration des comportements des exploitants dans les modèles d'atténuation et d'adaptation au changement climatique basés sur le secteur des terres reste un champ de recherche à développer (Brown *et al.* 2017) et à initier pour les forêts tropicales.

## Bibliographie

- AFP : La branche Afrique du négociant en bois Rougier placé en redressement judiciaire. *Le Monde*, 2018. URL [https://www.lemonde.fr/afrique/article/2018/03/13/la-branche-afrique-du-negociant-en-bois-rougier-place-en-redressement-judiciaire\\_5270045\\_3212.html](https://www.lemonde.fr/afrique/article/2018/03/13/la-branche-afrique-du-negociant-en-bois-rougier-place-en-redressement-judiciaire_5270045_3212.html).
- A. B. ANGELSEN, M. KANNINEN, M. SILLS, E. SUNDERLIN et S. WERTZ-KANOUNNIKOFF : *Réaliser la REDD+ : options stratégiques et politiques nationales*. CIFOR, 2010. URL <https://books.google.fr/books?>

hl=fr&lr=&id=sEgW\_2t8sEUC&oi=fnd&pg=PR9&dq=Angelsen+r%C3%A9aliser+la+redd%2B&ots=MHys3w-  
 yu&sig=TB0CXgm50aaMLnmTcgyE6iwsdBA.

E. J. M. M. ARETS et F. R. VEENEKLAAS : Costs and benefits of a more sustainable production of tropical timber. Rap. tech. 10, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, Wageningen, 2014. URL <http://library.wur.nl/WebQuery/wurpubs/457179>.

A. AUBRÉVILLE : L'expérience de l'enrichissement par layons en Côte d'Ivoire. *Bois et Forêts des Tropiques*, 29:3–9, 1953. ISSN 0006-579X. URL <http://agritrop.cirad.fr/443200/>.

G. AULD, L. H. GULBRANDSEN et C. L. McDERMOTT : Certification Schemes and the Impacts on Forests and Forestry. *Annual Review of Environment and Resources*, 33(1):187–211, 2008. URL <https://doi.org/10.1146/annurev.environ.33.013007.103754>.

O. AZNAR, X. AUGUSSEAU, M. BONIN, W. DARÉ, M. DECAMPS, C. DÉPRÉS et J. QUESTE : Mesures agro-environnementales et paiements pour services environnementaux. *In Les services écosystémiques*, Nature et société, p. 201–212. Editions Quæ, Versailles, 2016. ISBN 978-2-7592-2469-2. URL <https://www.cairn.info/les-services-ecosystemiques--9782759224692-p-201.htm>.

D. N. BARTON, K. BENAVIDES, A. CHACON-CASCANTE, J.-F. LE COQ, M. M. QUIROS, I. PORRAS, E. PRIMMER et I. RING : Payments for Ecosystem Services as a Policy Mix : Demonstrating the institutional analysis and development framework on conservation policy instruments : Discuss payments for ecosystem services as a policy mix. *Environmental Policy and Governance*, 27(5):404–421, sept. 2017. ISSN 1756932X. URL <http://doi.wiley.com/10.1002/eet.1769>.

N. BAYOL, F. ANQUETIL, C. BILE, A. BOLLEN, M. BOUSUQUET, B. CASTADOT, P. CERUTTI, J. AVIT KOUGAPE, M. LEBLANC, H. LESCUYER, Q. MEUNIER, E. MELET, A. PENELON, V. ROBLIGIO, R. TSANGA et C. VAUTRIN : Filière bois d'œuvre et gestion des forêts naturelles : les bois tropicaux et les forêts d'Afrique centrale face aux évolutions des marchés. *In C. DE WASSEIGE, D. LOUPPE, F. JOHN, K. HEINER, B. BEDORET, D. DE BEAUFFORT et C. HALLEUX, eds : Les forêts du Bassin du Congo - État des Forêts 2013*, p. 47–66. Weyrich Édition, Weyrich, Belgique, 2014.

N. BAYOL, B. DEMARQUEZ, C. de WASSEIGE, R. EBA'A ATYI, J.-F. FISHER, R. NASI, A. PASQUIER, X. ROSSIER, M. STEIL et C. VIVIEN : La gestion des forêts et la filière bois en Afrique centrale. *In C. DE WASSEIGE, B. BEDORET, P. de MARKEN, B. DESCLÉE et N. BAYOL, eds : Les forêts du Bassin du Congo - État des Forêts 2010*, p. 43–62. Weyrich Édition, Weyrich, Belgique, 2012.

S. BECKEN et B. MACKEY : What role for offsetting aviation greenhouse gas emissions in a deep-cut carbon world? *Journal of Air Transport Management*, 63(Supplement C):71–83, 2017. ISSN 0969-6997. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0969699716302538>.

F. BEDEL, L. DURRIEU DE MADRON, B. DUPUY, V. FAVRICHON, V. MAÎTRE, A. BAR-HEN et P. NARBONI : *Dynamique de croissance dans des peuplements exploités et éclaircis de forêt dense africaine : le dispositif de M'Baïki en République Centrafricaine (1982-1995)*, vol. 1 de *Série FORAFRI*. CIRAD Forêt, Montpellier, France, 1998.

M. Y. BELE, D. J. SONWA et A.-M. TIANI : Adapting the Congo Basin forests management to climate change : Linkages among biodiversity, forest loss, and human well-being. *Forest Policy and Economics*, 50:1–10, 2015. ISSN 1389-9341. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1389934114000811>.

P. BENITEZ, M. DE et G. KAPP : Estimating the opportunity costs of REDD plus : a training manual. Rap. tech.

63269, The World Bank, 2011. URL <http://documents.worldbank.org/curated/en/747421468337285819/Estimating-the-opportunity-costs-of-REDD-plus-a-training-manual>.

6340 J. E. BICKNELL, M. J. STRUEBIG et Z. G. DAVIES : Reconciling timber extraction with biodiversity conservation in  
6341 tropical forests using reduced-impact logging. *Journal of Applied Ecology*, 52(2):379–388, 2015. ISSN 1365-2664.

6342 J. E. BICKNELL, M. J. STRUEBIG, D. P. EDWARDS et Z. G. DAVIES : Improved timber harvest techniques maintain  
6343 biodiversity in tropical forests. *Current Biology*, 24(23):R1119–R1120, 2014. ISSN 0960-9822. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960982214014158>.

6344

6345 E. BIÉNABE, C. DUTILLY, A. KARSENTY et J.-F. L. COQ : Services écosystémiques, paiements pour services environ-  
6346 nementaux et filières : quelle régulation pour renforcer la durabilité? In E. BIÉNABE, A. RIVAL et D. LÆILLET,  
6347 éds : *Développement durable et filières tropicales*. Editions Quæ, 2016. ISBN 978-2-7592-2475-3. URL <https://www.cairn.info/developpement-durable-et-filieres-tropicales--9782759224753-page-295.html>.

6348

6349 V. BLANCO, C. BROWN, S. HOLZHAUER, G. VULTURIUS et M. D. A. ROUNSEVELL : The importance of socio-ecological  
6350 system dynamics in understanding adaptation to global change in the forestry sector. *Journal of Environmen-  
6351 tal Management*, 196(Supplement C):36–47, 2017. ISSN 0301-4797. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479717301858>.

6352

6353 J. BLASER, A. SARRE, D. POORE et S. JOHNSON : Status of tropical forest management 2011. *ITTO technical series*,  
6354 38:418, 2011.

6355 T. R. BONNELL, R. REYNA-HURTADO et C. A. CHAPMAN : Post-logging recovery time is longer than expected in an  
6356 East African tropical forest. *Forest Ecology and Management*, 261(4):855–864, 2011. ISSN 0378-1127. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S037811271000719X>.

6357

6358 G. BOUCULAT et C. CHENOST : Le risque carbone dans les investissements forestiers. *Les Cahiers de la Chaire Économie  
6359 du Climat, Série Informations et Débats*, 7, 2010.

6360 J. B. BRADFORD et D. M. BELL : A window of opportunity for climate-change adaptation : easing tree mortality by  
6361 reducing forest basal area. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 15(1):11–17, 2017. ISSN 1540-9309.

6362 C. BROWN, P. ALEXANDER, S. HOLZHAUER et M. D. A. ROUNSEVELL : Behavioral models of climate change adaptation  
6363 and mitigation in land-based sectors. *Wiley Interdisciplinary Reviews : Climate Change*, 8(2):n/a–n/a, 2017. ISSN  
6364 1757-7799.

6365 S. BROWN, T. PEARSON, N. MOORE, A. PARVEEN, S. AMBAGIS et D. SHOCH : Impact of selective logging on the carbon  
6366 stocks of tropical forests : Republic of Congo as a case study. *Winrock International, Virginia*, p. 21, 2005. URL  
6367 [http://pdf.usaid.gov/pdf\\_docs/pnade434.pdf](http://pdf.usaid.gov/pdf_docs/pnade434.pdf).

6368 Z. BURIVALOVA, c. H. ŞEKERCIOĞLU et L. P. KOH : Thresholds of Logging Intensity to Maintain Tropical Forest Bio-  
6369 diversity. *Current Biology*, 24(16):1893–1898, 2014. ISSN 0960-9822. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960982214007829>.

6370

6371 B. S. CARLSON, S. E. KOERNER, V. P. MEDJIBE, L. J. T. WHITE et J. R. POULSEN : Deadwood stocks increase with selective  
6372 logging and large tree frequency in Gabon. *Global Change Biology*, 23(4):1648–1660, 2017. ISSN 1365-2486.

6373 R. CATINOT : Sylviculture en foret dense africaine. *Revue Bois et Foret des Tropiques*. 100, 101, 102, 103, 104.,  
6374 1965. URL <http://www.sidalc.net/cgi-bin/wxis.exe/?IsisScript=FAUSAC.xis&method=post&formato=2&cantidad=1&expresion=mfn=014034>.

6375

6376 R. CATINOT, M. PHILIP et R. WILLAN : *Aménagement des forêts tropicales humides en Afrique*, vol. 88 de 'Etude FAO  
6377 *Forêts*. FAO, Rome, Italie, 1990.

6378 CCNUCC : Protocole de kyoto, 1997.

6379 CCNUCC : Rapport de la conférence des parties sur sa dix-neuvième session, tenue à varsovie du 11 au 23 novembre  
6380 2013. additif. deuxième partie : Mesures prises par la conférence des parties à sa dix-neuvième session, 2013.  
6381 FCCC/CP/2013/10/Add.1.

6382 CCNUCC : Accord de paris, 2015.

6383 P. CERUTTI, R. NASI et L. TACCONI : Sustainable Forest Management in Cameroon Needs More than Approved Forest  
6384 Management Plans. *Ecology and Society*, 13(2), 2008. ISSN 1708-3087. URL [https://consecol.org/vol13/](https://consecol.org/vol13/iss2/art36/main.html)  
6385 [iss2/art36/main.html](https://consecol.org/vol13/iss2/art36/main.html).

6386 P. O. CERUTTI, D. SURYADARMA, R. NASI, É. FORNI, V. MEDJIBE, S. DELION et D. BASTIN : The impact of forest  
6387 management plans on trees and carbon : Modeling a decade of harvesting data in Cameroon. *Journal of Fo-*  
6388 *rest Economics*, 27:1–9, 2017. ISSN 1104-6899. URL [http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/](http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1104689917300314)  
6389 [S1104689917300314](http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1104689917300314).

6390 P. CERUTTI, J. N. POUFOUN, A. KARSENTY, R. E. ATYI, R. NASI et T. F. NEMBOT : The Technical and Political Challenges  
6391 of the Industrial Forest Sector in Cameroon. *International Forestry Review*, 18(s1):26–39, 2016. ISSN 1465-5489.  
6392 URL <http://www.bioone.org/doi/abs/10.1505/146554816819683690>.

6393 J. CHAVE, M. RÉJOU-MÉCHAIN, A. BÚRQUEZ, E. CHIDUMAYO, M. S. COLGAN, W. B. DELITTI, A. DUQUE, T. EID, P. M.  
6394 FEARNSIDE, R. C. GOODMAN, M. HENRY, A. MARTÍNEZ-YRÍZAR, W. A. MUGASHA, H. C. MULLER-LANDAU, M. MEN-  
6395 CUCCINI, B. W. NELSON, A. NGOMANDA, E. M. NOGUEIRA, E. ORTIZ-MALAVASSI, R. PÉLISSIER, P. PLOTON, C. M. RYAN,  
6396 J. G. SILDARRIAGA et G. VIEILLEDENT : Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tro-  
6397 pical trees. *Global Change Biology*, 2014. ISSN 1365-2486.

6398 T. CHITI, L. PERUGINI, D. VESPERTINO et R. VALENTINI : Effect of selective logging on soil organic carbon dynamics  
6399 in tropical forests in central and western Africa. *Plant and Soil*, 399(1-2):283–294, 2016. ISSN 0032-079X, 1573-  
6400 5036. URL <https://link.springer.com/article/10.1007/s11104-015-2697-9>.

6401 M. CIFUENTES JARA, M. HENRY, M. RÉJOU-MÉCHAIN, C. WAYSON, M. ZAPATA-CUARTAS, D. PIOTTO, F. ALICE GUIER,  
6402 H. CASTAÑEDA LOMBIS, E. CASTELLANOS LÓPEZ, R. CUENCA LARA, K. CUEVA ROJAS, J. DEL ÁGUILA PASQUEL,  
6403 A. DUQUE MONTOYA, J. FERNÁNDEZ VEGA, A. JIMÉNEZ GALO, O. R. LÓPEZ, L. G. MARKLUND, J. M. MICHEL FUENTES,  
6404 F. MILLA, J. d. J. NÁVAR CHAIDEZ, E. ORTIZ MALAVASSI, J. PÉREZ, C. RAMÍREZ ZEA, L. RANGEL GARCÍA, R. RUBI-  
6405 LAR PONS, L. SAINT-ANDRÉ, C. SANQUETTA, C. SCOTT et J. WESTFALL : Guidelines for documenting and reporting  
6406 tree allometric equations. *Annals of Forest Science*, 72(6):763–768, 2015. ISSN 1286-4560, 1297-966X. URL  
6407 <https://link.springer.com/article/10.1007/s13595-014-0415-z>.

6408 F. CLAEYS et S. GOURLET-FLEURY : Enriching logged-over impoverished african moist forests : how much would it  
6409 cost? FTPF EN. CIFOR-CIRAD., 2015.

6410 F. CLAEYS, S. GOURLET-FLEURY, N. PICARD, D.-Y. OUÉDRAOGO, M. G. TADESSE, B. HÉRAULT, F. BAYA et F. MORTIER :  
6411 Climate change would lead to a sharp acceleration of Central African forests dynamics by the end of the century.  
6412 AgroParisTech, Paris ; CIRAD, Montpellier, soumis.

6413 E. CORBERA : Problematizing REDD+ as an experiment in payments for ecosystem services. *Current Opinion in Envi-*

ronmental Sustainability, 4(6):612–619, 2012. ISSN 1877-3435. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1877343512001170>.

R. COSTANZA, R. D'ARGE, R. de GROOT, S. FARBER, M. GRASSO, B. HANNON, K. LIMBURG, S. NAEEM, R. V. O'NEILL, J. PARUELO, R. G. RASKIN, P. SUTTON et M. van den BELT : The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(6630):253–260, 1997. ISSN 0028-0836. URL <http://www.nature.com/nature/journal/v387/n6630/full/387253a0.html?foxtrotcallback=true>. 18462.

P. DARGUSCH, T. N. MARASENI et P. SCHMIDT : A review of research on forest-related environmental markets (including certification schemes, bioenergy, carbon markets and other ecosystem services). *CAB Reviews : Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources*, 5(4):22–1–22–12, 2010. ISSN 1749-8848. URL <https://espace.library.uq.edu.au/view/UQ:216898>.

K. DAÏNOU, A. BAUDUIN, N. BOURLAND, J.-F. GILLET, F. FÉTÉKÉ et J.-L. DOUCET : Soil seed bank characteristics in Cameroonian rainforests and implications for post-logging forest recovery. *Ecological Engineering*, 37(10):1499–1506, 2011. ISSN 0925-8574. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S092585741100156X>.

A. L. de AVILA, G. SCHWARTZ, A. R. RUSCHEL, J. d. C. LOPES, J. N. M. SILVA, J. O. P. d. CARVALHO, C. F. DORMANN, L. MAZZEI, M. H. M. SOARES et J. BAUHUS : Recruitment, growth and recovery of commercial tree species over 30years following logging and thinning in a tropical rain forest. *Forest Ecology and Management*, 385:225–235, 2017. ISSN 0378-1127. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112716304935>.

J.-L. DOUCET : *L'alliance délicate de la gestion forestière et de la biodiversité dans les forêts du centre du Gabon*. Thèse de doctorat, Université de Liège - Faculté des Sciences agronomiques de Gembloux, 2003. URL <http://orbi.ulg.ac.be/handle/2268/22451>.

J.-L. DOUCET, K. DAÏNOU, G. LIGOT, D.-Y. OUÉDRAOGO, N. BOURLAND, S. E. WARD, P. TEKAM, P. LAGOUTE et A. FAYOLLE : Enrichment of Central African logged forests with high-value tree species : testing a new approach to regenerating degraded forests. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 12(1-2):83–95, 2016. ISSN 2151-3732. URL <http://dx.doi.org/10.1080/21513732.2016.1168868>.

J.-L. DOUCET, Y. L. KOUADIO, D. MONTICELLI et P. LEJEUNE : Enrichment of logging gaps with moabi (*Baillonella toxisperma* Pierre) in a Central African rain forest. *Forest Ecology and Management*, 258(11):2407–2415, 2009. ISSN 0378-1127. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112709005805>.

C. DOUMENGE, N. GAMI et D. LOUPPE : *La gestion durable des forêts denses d'Afrique centrale et occidentale : un panorama du projet FORAFRI*. CIRAD, Montpellier, 2003. ISBN 978-2-87614-559-7. URL <http://agritrop.cirad.fr/515570/>.

É. DUBIEZ, A. KARSENTY, H. DESSARD et L. GAZULL : Découpler déforestation et développement de l'agriculture commerciale : croiser approches territoriales et filières zéro déforestation. *Débat d'actualité*, 2006. DP-FAC.

B. DUPUY : *Bases pour une sylviculture en forêt dense tropicale humide africaine*, vol. 4 de Série FORAFRI. CIRAD-Forêt, Montpellier, France, 1998.

B. DUPUY et G. MILLE : *Timber plantations in the humid tropics of Africa*, vol. 98. Food & Agriculture Org., 1993. URL [https://books.google.fr/books?hl=fr&lr=&id=ZHp2JC2k024C&oi=fnd&pg=PA1&dq=Timber+plantations+in+the+humid+tropics+of+Africa.&ots=R4yxe-S1Bj&sig=o0KCWn5dLQGHWEbCP5M\\_J2Mitk](https://books.google.fr/books?hl=fr&lr=&id=ZHp2JC2k024C&oi=fnd&pg=PA1&dq=Timber+plantations+in+the+humid+tropics+of+Africa.&ots=R4yxe-S1Bj&sig=o0KCWn5dLQGHWEbCP5M_J2Mitk).

L. Durrieu DE MADRON, S. BAUWENS, A. GIRAUD, D. HUBERT et A. BILLAND : Estimation de l'impact de différents



6452 modes d'exploitation forestière sur les stocks de carbone en Afrique centrale. *Bois et Forêts des Tropiques*, 308:75–  
6453 86, 2011. ISSN 0006-579X. URL [http://bft.cirad.fr/revues/notice\\_fr.php?dk=561379](http://bft.cirad.fr/revues/notice_fr.php?dk=561379).

6454 L. DUVAL, T. BINET, P. DUPRAZ, S. LEPLAY, C. ETRILLARD, M. PECH, E. DENIEL et M. LAUSTRIAT : Paiements  
6455 pour services environnementaux et méthodes d'évaluation économique. Enseignements pour les mesures agro-  
6456 environnementales de la politique agricole commune. Research Report, Ministère de l'Agriculture, de l'Agroali-  
6457 mentaire et de la Forêt, 2016. URL <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01581548>.

6458 D. P. EDWARDS, J. A. TOBIAS, D. SHEIL, E. MEIJAARD et W. F. LAURANCE : Maintaining ecosystem function and services  
6459 in logged tropical forests. *Trends in Ecology & Evolution*, 29(9):511–520, 2014. ISSN 0169-5347. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169534714001542>.

6461 S. EGGLESTON, L. BUENDIA, K. MIWA, T. NGARA et K. TANABE : Agriculture, forestry and other land use. In *2006 IPCC*  
6462 *guidelines for national greenhouse gas inventories*, vol. 4. IPCC National Greenhouse Gas Inventories Programme,  
6463 Geneva, Switzerland, 2006.

6464 J. ELIASCH : *Climate change : financing global forests : the Eliasch review*. Earthscan, London ; Sterling, VA, 2008. ISBN  
6465 978-1-84407-772-4 978-1-84407-773-1.

6466 C. ETRILLARD : Paiements pour services environnementaux : nouveaux instruments de politique publique environ-  
6467 nementale. *Développement durable et territoires. Économie, géographie, politique, droit, sociologie*, 7(1), 2016. ISSN  
6468 1772-9971. URL <https://developpementdurable.revues.org/11274>.

6469 C. FARGEOT, E. FORNI et R. NASI : Réflexions sur l'aménagement des forêts de production dans le bassin du Congo.  
6470 *Bois et Forêts des Tropiques*, 281:19–34, 2004. ISSN 0006-579X. URL <http://agritrop.cirad.fr/520702/>.

6471 S. FAUSET, T. R. BAKER, S. L. LEWIS, T. R. FELDPAUSCH, K. AFFUM-BAFFOE, E. G. FOLI, K. C. HAMER et M. D. SWAINE :  
6472 Drought-induced shifts in the floristic and functional composition of tropical forests in Ghana. *Ecology Letters*,  
6473 15(10):1120–1129, 2012. ISSN 1461023X. URL <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1461-0248.2012.01834.x>.

6474 A. FAYOLLE, D.-Y. OUÉDRAOGO, G. LIGOT, K. DAÏNOU, N. BOURLAND, P. TEKAM et J.-L. DOUCET : Differential Perfor-  
6475 mance between Two Timber Species in Forest Logging Gaps and in Plantations in Central Africa. *Forests*, 6  
6476 (2):380–394, 2015. URL <http://www.mdpi.com/1999-4907/6/2/380>.

6477 A. FAYOLLE, M. D. SWAINE, J.-F. BASTIN, N. BOURLAND, J. A. COMISKEY, G. DAUBY, J.-L. DOUCET, J.-F. GILLET, S. GOURLET-  
6478 FLEURY, O. J. HARDY, B. KIRUNDA, F. N. KOUAMÉ et A. J. PLUMPTRE : Patterns of tree species composition across  
6479 tropical African forests. *Journal of Biogeography*, 41(12):2320–2331, 2014. ISSN 1365-2699.

6480 B. FINEGAN : A 21st Century Viewpoint on Natural Tropical Forest Silviculture. In M. KÖHL et L. PANCEL, eds :  
6481 *Tropical Forestry Handbook*, p. 1–28. Springer Berlin Heidelberg, 2015. ISBN 978-3-642-41554-8. URL [http://link.springer.com/referenceworkentry/10.1007/978-3-642-41554-8\\_121-1](http://link.springer.com/referenceworkentry/10.1007/978-3-642-41554-8_121-1).

6483 K. FLANAGAN, E. UYARRA et M. LARANJA : Reconceptualising the 'policy mix' for innovation. *Research Po-*  
6484 *lity*, 40(5):702–713, 2011. ISSN 0048-7333. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048733311000345>.

6486 T. S. FREDERICKSEN et F. E. PUTZ : Silvicultural intensification for tropical forest conservation. *Biodiversity and*  
6487 *Conservation*, 12(7):1445–1453, 2003.

6488 H.-M. FÜSSEL : Adaptation planning for climate change : concepts, assessment approaches, and key lessons. *Sustai-*  
6489 *nability Science*, 2(2):265–275, 2007. ISSN 1862-4065, 1862-4057. URL <http://link.springer.com/article/>

10. 1007/s11625-007-0032-y.

C. S. GALIK et R. B. JACKSON : Risks to forest carbon offset projects in a changing climate. *Forest Ecology and Management*, 257(11):2209–2216, mai 2009. ISSN 03781127. URL <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112709001960>.

C. S. GALIK, M. L. MOBLEY et D. deB. RICHTER : A virtual “field test” of forest management carbon offset protocols : the influence of accounting. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 14(7):677–690, oct. 2009. ISSN 1381-2386, 1573-1596. URL <http://link.springer.com/10.1007/s11027-009-9190-9>.

GCF : Request for proposals for the pilot programme for REDD+ results-based payments, 2017. GCF/B.18/06.

O. GODARD : Instruments économiques, justification et normes de justice : le cas de la politique climatique. In INSTITUT D’ÉTUDES POLITIQUES DE PARIS, éd. : *L’instrumentation de l’action publique : controverses, résistances, effets*, num. 4 de Domaine Gouvernances. Sciences Po Les Presses, Paris, 2014. ISBN 978-2-7246-1456-5.

O. GODARD : *Environnement et développement durable : Une approche méta-économique*. De Boeck Supérieur, 2015. ISBN 978-2-8041-9226-6.

R. L. GOLDMAN BENNER, S. BENITEZ, T. BOUCHER, A. CALVACHE, G. DAILY, P. KAREIVA, T. KROEGER et A. RAMOS : Water funds and payments for ecosystem services : practice learns from theory and theory can learn from practice. *Oryx*, 46(1):55–63, 2012. ISSN 1365-3008, 0030-6053. URL <https://www.cambridge.org/core/journals/oryx/article/water-funds-and-payments-for-ecosystem-services-practice-learns-from-theory-and-theory-can-learn-from-practice/77C627BE33D14C8023FBAF0AC71C69EF>.

S. Gourlet FLEURY, D. BEINA, A. FAYOLLE, D. Y. OUÉDRAOGO, F. MORTIER, F. BÉNÉDET, D. CLOSSET-KOPP et G. DECOCQ : Silvicultural disturbance has little impact on tree species diversity in a Central African moist forest. *Forest Ecology and Management*, 304:322–332, 2013. ISSN 0378-1127. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112713003204>.

S. GOURLET-FLEURY, D. BEINA, A. FAYOLLE, D. Y. OUÉDRAOGO, F. MORTIER, F. BÉNÉDET, D. CLOSSET-KOPP et G. DECOCQ : Silvicultural disturbance has little impact on tree species diversity in a Central African moist forest. *Forest Ecology and Management*, 304:322–332, 2013.

S. Gourlet FLEURY, J.-G. BERTAULT, A. BILLAND, L. DURRIEU DE MADRON, C. FARGEOT, E. FORNI, H.-F. MAÎTRE, B. MALLET et R. NASI : Silviculture in African rainforests. Do we have new answers to old questions ? In *Research priorities in tropical silviculture : towards new paradigms*. IUFRO, 2011. Montpellier, France, 15-18 November 2011.

S. Gourlet FLEURY, F. MORTIER, A. FAYOLLE, F. BAYA, D. OUÉDRAOGO, F. BÉNÉDET et N. PICARD : Tropical forest recovery from logging : a 24 year silvicultural experiment from Central Africa. *Phil. Trans. R. Soc. B*, 368(1625):20120302, 2013. ISSN 0962-8436, 1471-2970. URL <http://rstb.royalsocietypublishing.org/content/368/1625/20120302>.

I.-M. GREN et A. Z. AKLILU : Policy design for forest carbon sequestration : A review of the literature. *Forest Policy and Economics*, 70:128–136, sept. 2016. ISSN 13899341. URL <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1389934116301253>.

B. GRISCOM, P. ELLIS et F. E. PUTZ : Carbon emissions performance of commercial logging in East Kalimantan, Indonesia. *Global Change Biology*, 20(3):923–937, 2014. ISSN 1365-2486.

B. W. GRISCOM et R. CORTEZ : The Case for Improved Forest Management (IFM) as a Priority REDD+ Strategy in the

6528 Tropics. *Tropical Conservation Science*, 6(3):409–425, 2013. ISSN 1940-0829. URL [http://dx.doi.org/10.1177/](http://dx.doi.org/10.1177/194008291300600307)  
6529 194008291300600307.

6530 B. W. GRISCOM, R. C. GOODMAN, Z. BURIVALOVA et F. E. PUTZ : Carbon and Biodiversity Impacts of Intensive Versus  
6531 Extensive Tropical Forestry. *Conservation Letters*, p. n/a–n/a, 2017. ISSN 1755-263X.

6532 B. GRISCOM et R. GOODMAN : Reframing the sharing vs sparing debate for tropical forestry landscapes. *Journal of*  
6533 *Tropical Forest Science*, 27(2):145–147, 2015. ISSN 0128-1283. URL <http://www.jstor.org/stable/43582379>.

6534 S. C. GROSSNICKLE : Restoration Silviculture : An Ecophysiological Perspective - Lessons learned across 40 years.  
6535 *REFORESTA*, 1(1):1–36, 2016. ISSN 2466-4367. URL [http://journal.reforestationchallenges.org/index.](http://journal.reforestationchallenges.org/index.php/REFOR/article/view/15)  
6536 [php/REFOR/article/view/15](http://journal.reforestationchallenges.org/index.php/REFOR/article/view/15).

6537 M. GRUT, J. A. GRAY et N. EGLI : Forest pricing and concession policies : managing the high forests of West and  
6538 Central Africa. Rap. tech. WTP143, The World Bank, 1993. URL [http://documents.worldbank.org/curated/](http://documents.worldbank.org/curated/en/276821468767653710/Forest-pricing-and-concession-policies-managing-the-high-forests-of-West-and-Central-Africa)  
6539 [en/276821468767653710/Forest-pricing-and-concession-policies-managing-the-high-forests-of-](http://documents.worldbank.org/curated/en/276821468767653710/Forest-pricing-and-concession-policies-managing-the-high-forests-of-West-and-Central-Africa)  
6540 [West-and-Central-Africa](http://documents.worldbank.org/curated/en/276821468767653710/Forest-pricing-and-concession-policies-managing-the-high-forests-of-West-and-Central-Africa).

6541 M. R. GUARIGUATA, J. P. CORNELIUS, B. LOCATELLI, C. FORNER et G. A. SÁNCHEZ-AZOFEIFA : Mitigation needs adapta-  
6542 tion : Tropical forestry and climate change. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 13(8):793–808,  
6543 2008. ISSN 1381-2386, 1573-1596. URL <https://link.springer.com/article/10.1007/s11027-007-9141-2>.

6544 S. GÜNTER : *Silviculture in the tropics*. Tropical forestry. Springer, Heidelberg ; New York, 2011. ISBN 978-3-642-  
6545 19985-1.

6546 J. GÉRARD, D. GUIBAL, S. PARADIS, M. VERNAY, J. BEAUCHÊNE, L. BRANCHERIAU, I. CHÂLON, C. DAIGREMONT, P. DÉ-  
6547 TIENNE, D. FOUQUET, P. LANGBOUR, S. LOTTE, M.-F. THÉVENON, C. MÉJEAN et A. THIBAUT : Tropix 7, 2011. URL  
6548 <http://tropix.cirad.fr/en>.

6549 E. GÓMEZ BAGGETHUN, R. de GROOT, P. L. LOMAS et C. MONTES : The history of ecosystem services in economic theory  
6550 and practice : From early notions to markets and payment schemes. *Ecological Economics*, 69(6):1209–1218, 2010.  
6551 ISSN 0921-8009. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S092180090900456X>.

6552 J. S. HALL : Seed and seedling survival of African mahogany (*Entandrophragma* spp.) in the Central African Re-  
6553 public : Implications for forest management. *Forest Ecology and Management*, 255(2):292–299, 2008. ISSN 0378-  
6554 1127. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112707007190>.

6555 K. HAMRICK et M. GALIANT : *Unlocking Potential*. *State of the Voluntary Carbon Markets 2017*. Forest Trends' Ecosystem  
6556 Marketplace, 2016.

6557 K. HAMRICK et M. GALLANT : *Fertile Ground*. *State of Forest Carbon Finance 2017*. Forest Trends' Ecosystem Market-  
6558 place, 2017.

6559 W. HAWTHORNE : Ecological profiles of ghanaian forest trees. *Tropical Forestry Papers*, 29, 1995.

6560 W. HAWTHORNE, D. SHEIL, V. AGYEMAN, M. A. JUAM et C. MARSHALL : Logging scars in Ghanaian high forest :  
6561 towards improved models for sustainable production. *Forest Ecology and Management*, p. 27–36, 2012. URL  
6562 [http://epubs.scu.edu.au/esm\\_pubs/1358](http://epubs.scu.edu.au/esm_pubs/1358).

6563 J. R. HEALEY, C. PRICE et J. TAY : The cost of carbon retention by reduced impact logging. *Forest Ecology and Manage-*  
6564 *ment*, 139(1):237–255, 2000. ISSN 0378-1127. URL [http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/](http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112700003856)  
6565 [S0378112700003856](http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112700003856).

6566 M. HENRY, A. BESNARD, W. ASANTE, J. ESHUN, S. ADU-BREDU, R. VALENTINI, M. BERNOUX et L. SAINT-ANDRÉ : Wood  
6567 density, phytomass variations within and among trees, and allometric equations in a tropical rainforest of Africa.  
6568 *Forest Ecology and Management*, 260(8):1375–1388, 2010.

6569 M. HENRY, A. BOMBELLI, C. TROTTA, A. ALESSANDRINI, L. BIRIGAZZI, G. SOLA, G. VIEILLEDENT, P. SANTENOISE, F. LON-  
6570 GUETAUD, R. VALENTINI, N. PICARD et L. SAINT-ANDRÉ : GlobAllomeTree : international platform for tree allometric  
6571 equations to support volume, biomass and carbon assessment. *iForest - Biogeosciences and Forestry*, 6(6):326, 2013.  
6572 ISSN 1971-7458. URL <http://www.sisef.it/iforest/contents/?id=ifor0901-006>.

6573 M. HOWLETT et J. RAYNER : Design Principles for Policy Mixes : Cohesion and Coherence in ‘New Governance  
6574 Arrangements’. *Policy and Society*, 26(4):1–18, jan. 2007. ISSN 1449-4035, 1839-3373. URL <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1016/S1449-4035%2807%2970118-2>.

6576 J. C. INGRAM, D. WILKIE, T. CLEMENTS, R. B. McNAB, F. NELSON, E. H. BAUR, H. T. SACHEDINA, D. D. PETERSON et  
6577 C. A. H. FOLEY : Evidence of Payments for Ecosystem Services as a mechanism for supporting biodiversity  
6578 conservation and rural livelihoods. *Ecosystem Services*, 7(Supplement C):10–21, 2014. ISSN 2212-0416. URL  
6579 <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2212041613001009>.

6580 R. JINDAL, B. SWALLOW et J. KERR : Forestry-based carbon sequestration projects in Africa : Potential benefits and  
6581 challenges. *Natural Resources Forum*, 32(2):116–130, 2008. ISSN 1477-8947.

6582 R. JONSSON, A. GIURCA, M. MASIERO, E. PEPKE, D. PETTENELLA, J. PRESTEMON et G. WINKEL : Assessment of the EU  
6583 Timber Regulation and FLEGT Action Plan. *From Science to Policy*, 1:32, 2015. URL [http://www.efi.int/files/attachments/thinkforest/jonsson\\_thinkforest\\_april\\_2015.pdf](http://www.efi.int/files/attachments/thinkforest/jonsson_thinkforest_april_2015.pdf).

6585 H. KARPPINEN : Forest owners’ choice of reforestation method : an application of the theory of planned beha-  
6586 vior. *Forest Policy and Economics*, 7(3):393–409, 2005. ISSN 1389-9341. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1389934103000765>.

6588 A. KARSENTY : The Architecture of Proposed REDD Schemes After Bali : Facing Critical Choices. *International Forestry*  
6589 *Review*, 10(3):443–457, 2008. ISSN 1465-5489. URL [http://www.bioone.org/doi/abs/10.1505/ifor.10.3.](http://www.bioone.org/doi/abs/10.1505/ifor.10.3.443)  
6590 443.

6591 A. KARSENTY : Forest Taxation Regime for Tropical Forests : Lessons from Central Africa. *International Forestry*  
6592 *Review*, 12(2):121–129, 2010. ISSN 1465-5489. URL [http://www.bioone.org/doi/abs/10.1505/ifor.12.2.](http://www.bioone.org/doi/abs/10.1505/ifor.12.2.121)  
6593 121.

6594 A. KARSENTY et C. FERRON : Recent evolutions of forest concessions status and dynamics in Central Africa. *In-*  
6595 *ternational Forestry Review*, 19(4):10–26, déc. 2017. ISSN 1465-5489. URL [http://www.ingentaconnect.com/](http://www.ingentaconnect.com/content/10.1505/146554817822295957)  
6596 [content/10.1505/146554817822295957](http://www.ingentaconnect.com/content/10.1505/146554817822295957).

6597 A. KARSENTY : Forêts : les promesses non tenues des instruments économiques. *Economie Appliquée*, 65(2):137–167,  
6598 2012. ISSN 0013-0494. URL <http://www.ismea.org/ismeaeapp-12.html>.

6599 A. KARSENTY : The contemporary forest concessions in West and Central Africa : chronicle of a foretold decline?  
6600 *Forestry policy and institutions working paper*, 34, 2016a. URL [http://agritrop.cirad.fr/581423/1/Africa%](http://agritrop.cirad.fr/581423/1/Africa%20Report_Karsenty_12%2008%2016.pdf)  
6601 [20Report\\_Karsenty\\_12%2008%2016.pdf](http://agritrop.cirad.fr/581423/1/Africa%20Report_Karsenty_12%2008%2016.pdf).

6602 A. KARSENTY : The World Bank’s endeavours to reform the forest concessions’ regime in Central Africa : Lessons  
6603 from 25 years of efforts. *International Forestry Review*, 18(S1), 2016b. ISSN 1465-5489. URL <http://agritrop>.

6604      [cirad.fr/582059/](http://cirad.fr/582059/).

6605      A. KARSENTY : La crise de la filière européenne du bois tropical en Afrique centrale. *Willagri*, 2018. URL [http://www.willagri.com/2018/06/28/la-crise-de-la-filiere-europeenne-du-bois-](http://www.willagri.com/2018/06/28/la-crise-de-la-filiere-europeenne-du-bois-tropical-en-afrique-centrale/)

6606      [tropical-en-afrique-centrale/](http://www.willagri.com/2018/06/28/la-crise-de-la-filiere-europeenne-du-bois-tropical-en-afrique-centrale/).

6607      A. KARSENTY et EZZINE DE BLAS : Du mésusage des métaphores. Les paiements pour services environnementaux

6608      sont-ils des instruments de marchandisation de la nature ? In INSTITUT D'ÉTUDES POLITIQUES DE PARIS, éd. : *L'in-*

6609      *strumentation de l'action publique : controverses, résistances, effets*, num. 4 de Domaine Gouvernances. Sciences Po

6610      Les Presses, Paris, 2014. ISBN 978-2-7246-1456-5.

6611      A. KARSENTY et D. EZZINE-DE-BLAS : PES, markets and property rights : a comment on Wunder's revisited concept

6612      of PES and a proposal of conceptual framework. URL <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01262380>.

6613      CIRAD, Montpellier, France, 2016.

6614      A. KARSENTY et S. GOURLET-FLEURY : Assessing Sustainability of Logging Practices in the Congo Basin's Managed

6615      Forests : the Issue of Commercial Species Recovery. *Ecology and Society*, 11(1), 2006. ISSN 1708-3087. URL

6616      <https://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss1/art26/main.html>.

6617      A. KARSENTY et R. NASI : Un commentaire sur l'article de E. Niessen et R. Rice. Les « concessions de conservation »

6618      sonnent-elles le glas de l'aménagement forestier durable ? *Revue Tiers Monde*, 177(1):153, 2004. ISSN 1293-8882,

6619      1963-1359. URL <http://www.cairn.info/revue-tiers-monde-2004-1-page-153.htm>.

6620      A. KARSENTY, N. TULYASUWAN, N. TULYASUWAN et D. Ezzine de BLAS : Financing options to support REDD+ activities :

6621      Based on a review of the literature. Technical and research document, CIRAD, 2012. URL [http://agritrop.](http://agritrop.cirad.fr/565214/)

6622      [cirad.fr/565214/](http://agritrop.cirad.fr/565214/).

6623      A. KARSENTY et C. VERMEULEN : Toward "Concessions 2.0" : articulating inclusive and exclusive management in

6624      production forests in Central Africa. *International Forestry Review*, 18(S1), 2016. ISSN 1465-5489. URL [http:](http://orbi.ulg.ac.be/handle/2268/198500)

6625      [//orbi.ulg.ac.be/handle/2268/198500](http://orbi.ulg.ac.be/handle/2268/198500).

6626      A. KARSENTY, A. VOGEL et F. CASTELL : "Carbon rights", REDD+ and payments for environmental services. *Environ-*

6627      *mental Science & Policy*, 35(Supplement C):20–29, 2014. ISSN 1462-9011. URL [http://www.sciencedirect.](http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1462901112001463)

6628      [com/science/article/pii/S1462901112001463](http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1462901112001463).

6629      E. KHURANA et J. S. SINGH : Ecology of seed and seedling growth for conservation and restoration of tro-

6630      pical dry forest : a review. *Environmental Conservation*, 28(1):39–52, 2001. ISSN 1469-4387, 0376-8929.

6631      URL [https://www.cambridge.org/core/journals/environmental-conservation/article/ecology-](https://www.cambridge.org/core/journals/environmental-conservation/article/ecology-of-seed-and-seedling-growth-for-conservation-and-restoration-of-tropical-dry-forest-a-review/7655299B0064566F29F5BCFFDC0A42B0)

6632      [of-seed-and-seedling-growth-for-conservation-and-restoration-of-tropical-dry-forest-a-](https://www.cambridge.org/core/journals/environmental-conservation/article/ecology-of-seed-and-seedling-growth-for-conservation-and-restoration-of-tropical-dry-forest-a-review/7655299B0064566F29F5BCFFDC0A42B0)

6633      [review/7655299B0064566F29F5BCFFDC0A42B0](https://www.cambridge.org/core/journals/environmental-conservation/article/ecology-of-seed-and-seedling-growth-for-conservation-and-restoration-of-tropical-dry-forest-a-review/7655299B0064566F29F5BCFFDC0A42B0).

6634      N. L. KLENK, B. M. H. LARSON et C. L. McDERMOTT : Adapting forest certification to climate change. *Wiley Interdis-*

6635      *ciplinary Reviews : Climate Change*, 6(2):189–201, 2015. ISSN 1757-7799.

6636      Y. L. KOUADIO et J. L. DOUCET : Etude du comportement de *Baillonella toxisperma* Pierre (moabi) dans les trouées

6637      d'abattage enrichies. *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement*, 13(2):317–324, 2009. ISSN 1780-4507.

6638      URL <http://www.bsa.ulg.ac.be/ojs/index.php/base/article/view/401>.

6639      G. LAHOREAU, N. PICARD et S. GOURLET-FLEURY : Grouping species to model forest dynamics : a case study of a

6640      forest in the Central African Republic. *Bois et Forêts des Tropiques*, 271:89–100, 2002. ISSN 0006-579X. URL

6641      <http://www.bsa.ulg.ac.be/ojs/index.php/base/article/view/401>.

6642 <http://agritrop.cirad.fr/486470/>.

6643 H. LAMPRECHT : *Silviculture in the tropics : tropical forest ecosystems and their tree species*. GTZ, Eschborn, 1989.

6644 Y. LAURANS, N. LEMENAGER et S. AOUBID : *Les paiements pour services environnementaux : de la théorie à la mise en*  
6645 *oeuvre, quelles perspectives pour les pays en développement ?* AFD, Paris, 2011. URL [http://www.afd.fr/webdav/](http://www.afd.fr/webdav/site/afd/shared/PUBLICATIONS/RECHERCHE/Scientifiques/A-savoir/07-A-Savoir.pdf)  
6646 [site/afd/shared/PUBLICATIONS/RECHERCHE/Scientifiques/A-savoir/07-A-Savoir.pdf](http://www.afd.fr/webdav/site/afd/shared/PUBLICATIONS/RECHERCHE/Scientifiques/A-savoir/07-A-Savoir.pdf).

6647 E. A. LAW, B. A. BRYAN, E. MEIJAARD, T. MALLAWAARACHCHI, M. J. STRUEBIG, M. E. WATTS et K. A. WILSON : Mixed  
6648 policies give more options in multifunctional tropical forest landscapes. *Journal of Applied Ecology*, 54(1):51–60,  
6649 2017. ISSN 1365-2664.

6650 C. Le QUÉRÉ, R. M. ANDREW, P. FRIEDLINGSTEIN, S. SITCH, J. PONGRATZ, A. C. MANNING, J. I. KORSBAKKEN, G. P. PETERS,  
6651 J. G. CANADELL, R. B. JACKSON, T. A. BODEN, P. P. TANS, O. D. ANDREWS, V. K. ARORA, D. C. E. BAKKER, L. BARBERO,  
6652 M. BECKER, R. A. BETTS, L. BOPP, F. CHEVALLIER, L. P. CHINI, P. CIAIS, C. E. COSCA, J. CROSS, K. CURRIE, T. GAS-  
6653 SER, I. HARRIS, J. HAUCK, V. HAVERD, R. A. HOUGHTON, C. W. HUNT, G. HURTT, T. ILYINA, A. K. JAIN, E. KATO,  
6654 M. KAUTZ, R. F. KEELING, K. KLEIN GOLDEWIJK, A. KÖRTZINGER, P. LANDSCHÜTZER, N. LEFÈVRE, A. LENTON, S. LIE-  
6655 NERT, I. LIMA, D. LOMBARDOZZI, N. METZL, F. MILLERO, P. M. S. MONTEIRO, D. R. MUNRO, J. E. M. S. NABEL, S.-i.  
6656 NAKAOKA, Y. NOJIRI, X. A. PADÍN, A. PEREGON, B. PFEIL, D. PIERROT, B. POULTER, G. REHDER, J. REIMER, C. RÖDEN-  
6657 BECK, J. SCHWINGER, R. SÉFÉRIAN, I. SKJELVAN, B. D. STOCKER, H. TIAN, B. TILBROOK, I. T. van der LAAN-LUIJKX, G. R.  
6658 van der WERF, S. van HEUVEN, N. VIOVY, N. VUICHARD, A. P. WALKER, A. J. WATSON, A. J. WILTSHIRE, S. ZAEHLE et  
6659 D. ZHU : Global Carbon Budget 2017. *Earth System Science Data Discussions*, p. 1–79, nov. 2017. ISSN 1866-3591.  
6660 URL <https://www.earth-syst-sci-data-discuss.net/essd-2017-123/>.

6661 D.-H. LEE, D.-h. KIM et S.-i. KIM : Characteristics of forest carbon credit transactions in the voluntary carbon market.  
6662 *Climate Policy*, 0(0):1–11, 2017. ISSN 1469-3062. URL <http://dx.doi.org/10.1080/14693062.2016.1277682>.

6663 M. LEMOINE-SCHONNE : La flexibilité de l'Accord de Paris sur les changements climatiques, Flexibility of the Paris  
6664 Agreement on climate change. *Revue juridique de l'environnement*, me 41(1):37–55, 2016. ISSN 0397-0299. URL  
6665 [https://www.cairn.info/resume.php?ID\\_ARTICLE=RJE\\_161\\_0037](https://www.cairn.info/resume.php?ID_ARTICLE=RJE_161_0037).

6666 G. LESCUYER, A. KARSENTY et R. EBA'A ATYI : Un nouvel outil de gestion durable des forêts d'Afrique Centrale : les  
6667 paiements pour services environnementaux. In *Les forêts du bassin du Congo : état des forêts 2008*, p. 131–143.  
6668 Office des publications officielles des Communautés européennes, Luxembourg, 2009. ISBN 978-92-79-13211-7.  
6669 URL <http://agritrop.cirad.fr/552290/>.

6670 B. LOCATELLI, M. BROCKHAUS, A. BUCK, I. THOMPSON, C. BAHAMONDEZ, T. MURDOCK, R. GEOFF et J. A. WEBBE : Forests  
6671 and adaptation to climate change : Challenges and opportunities. In *Forests and society : responding to global*  
6672 *drivers of change* / Mery Gerardo (ed.), Katila Pia (ed.), Galloway Glenn (ed.), Alfaro Rene (ed.), Kanninen Markku  
6673 (ed.), Lobovikov Maxim (ed.), Varjo Jari (ed.), p. 21–42. IUFRO, Vienne, 2010. URL [http://publications.cirad.](http://publications.cirad.fr/une_notice.php?dk=556811)  
6674 [fr/une\\_notice.php?dk=556811](http://publications.cirad.fr/une_notice.php?dk=556811).

6675 M. M. LUCKERT et T. WILLIAMSON : Should sustained yield be part of sustainable forest management? *Ca-*  
6676 *nadian Journal of Forest Research*, 35(2):356–364, fév. 2005. ISSN 0045-5067, 1208-6037. URL [http://www.](http://www.nrcresearchpress.com/doi/10.1139/x04-172)  
6677 [nrcresearchpress.com/doi/10.1139/x04-172](http://www.nrcresearchpress.com/doi/10.1139/x04-172).

6678 F. LUDWIG, F. WIETSE, J. WILMA, B. KRUIJT et S. IWAN : Climate Change Impacts on the Congo Basin Region. In  
6679 A. HÄENSLER, D. JACOB, P. KABAT et F. LUDWIG, eds : *Climate Change Scenarios for the Congo Basin*, vol. 11 de

6680 *Climate Service Centre Report*. Climate Service Centre, Hamburg, Germany, 2013.

6681 S. MAHANTY, H. SUICH et L. TACCONI : Access and benefits in payments for environmental services and implications  
6682 for REDD+ : Lessons from seven PES schemes. *Land Use Policy*, 31:38–47, 2013. ISSN 0264-8377. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0264837711001244>.

6683

6684 J.-N. MARIEN et S. GOURLET-FLEURY : Les plantations forestières en Afrique centrale : des sylvicultures nouvelles  
6685 pour répondre aux nouveaux besoins des sociétés. In C. DE WASSEIGE, D. LOUPPE, F. JOHN, K. HEINER, B. BEDORET,  
6686 D. DE BEAUFFORT et C. HALLEUX, eds : *Les forêts du Bassin du Congo - État des Forêts 2013*, p. 197–212. Weyrich  
6687 Édition, Weyrich, Belgique, 2014.

6688 P. A. MARTIN, A. C. NEWTON, M. PFEIFER, M. KHOO et J. M. BULLOCK : Impacts of tropical selective logging on carbon  
6689 storage and tree species richness : A meta-analysis. *Forest Ecology and Management*, 356:224–233, 2015. ISSN  
6690 0378-1127. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112715003837>.

6691 V. P. MEDJIBE, F. E. PUTZ et C. ROMERO : Certified and Uncertified Logging Concessions Compared in Gabon :  
6692 Changes in Stand Structure, Tree Species, and Biomass. *Environmental Management*, 51(3):524–540, 2013. ISSN  
6693 0364-152X, 1432-1009. URL <https://link.springer.com/article/10.1007/s00267-012-0006-4>.

6694 V. P. MEDJIBE et F. E. PUTZ : Cost comparisons of reduced-impact and conventional logging in the tropics. *Journal*  
6695 *of Forest Economics*, 18(3):242–256, 2012. ISSN 1104-6899. URL [http://www.sciencedirect.com/science/](http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1104689912000177)  
6696 [article/pii/S1104689912000177](http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1104689912000177).

6697 C. MEGEVAND : *Dynamiques de déforestation dans le bassin du Congo : Réconcilier la croissance économique et la protection*  
6698 *de la forêt*. World Bank Publications, 2013. ISBN 978-0-8213-9838-8.

6699 P. MELI, K. D. HOLL, J. M. R. BENAYAS, H. P. JONES, P. C. JONES, D. MONTOYA et D. M. MATEOS : A global review of past  
6700 land use, climate, and active vs. passive restoration effects on forest recovery. *PLOS ONE*, 12(2):e0171368, 2017.  
6701 ISSN 1932-6203. URL <http://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0171368>.

6702 C. MEYER et D. MILLER : Zero Deforestation Zones : The Case for Linking Deforestation-Free Supply Chain Initia-  
6703 tives and Jurisdictional REDD+. *Journal of Sustainable Forestry*, 34(6-7):559–580, août 2015. ISSN 1054-9811,  
6704 1540-756X. URL <http://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/10549811.2015.1036886>.

6705 C. MEYER, M. REUTTER, B. MATZDORF, C. SATTLER et S. SCHOMERS : Design rules for successful governmental pay-  
6706 ments for ecosystem services : Taking agri-environmental measures in Germany as an example. *Journal of Envi-*  
6707 *ronmental Management*, 157(Supplement C):146–159, 2015. ISSN 0301-4797. URL [http://www.sciencedirect.](http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479715001905)  
6708 [com/science/article/pii/S0301479715001905](http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479715001905).

6709 G. MICHEL : *Analyse d'une technique d'enrichissement des trouées d'abattage en forêt dense humide tropicale (CEB,*  
6710 *Gabon)*. Thèse de doctorat, Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux., 2009.

6711 F. MORTIER, D.-Y. OUÉDRAOGO, F. CLAEYS, M. G. TADESSE, G. CORNU, F. BAYA, F. BENEDET, V. FREYCON, S. GOURLET-  
6712 FLEURY et N. PICARD : Mixture of inhomogeneous matrix models for species-rich ecosystems. *Environmetrics*, 26  
6713 (1):39–51, 2015. ISSN 1099-095X.

6714 R. H. MOSS, J. A. EDMONDS, K. A. HIBBARD, M. R. MANNING, S. K. ROSE, D. P. van VUUREN, T. R. CARTER, S. EMORI,  
6715 M. KAINUMA, T. KRAM, G. A. MEEHL, J. F. B. MITCHELL, N. NAKICENOVIC, K. RIAHI, S. J. SMITH, R. J. STOUFFER, A. M.  
6716 THOMSON, J. P. WEYANT et T. J. WILBANKS : The next generation of scenarios for climate change research and as-  
6717 sessment. *Nature*, 463(7282):747–756, 2010. ISSN 0028-0836. URL <http://dx.doi.org/10.1038/nature08823>.

6718 M. NDJONDO, S. GOURLET-FLEURY, R. J. MANLAY, N. L. E. OBIANG, A. NGOMANDA, C. ROMERO, F. CLAEYS et N. PICARD :  
6719 Opportunity costs of carbon sequestration in a forest concession in central Africa. *Carbon Balance and Manage-*  
6720 *ment*, 9(1):4, 2014. ISSN 1750-0680. URL [https://link.springer.com/article/10.1186/s13021-014-0004-](https://link.springer.com/article/10.1186/s13021-014-0004-3)  
6721 3.

6722 B. NILS, K. Y. LAMBERT, L. PHILIPPE, S. BONAVENTURE, P. JULIEN, D. KASSO, F. FOUSSÉNI, D. JEAN-LOUIS et [A CORRECTION  
6723 TO THIS AUTHOR AFFILIATION WAS MADE AFTER ORIGINAL ONLINE PUBLICATION ON 02 JULY 2012.] : Ecology of *Pericopsis*  
6724 *elata* (Fabaceae), an Endangered Timber Species in Southeastern Cameroon. *Biotropica*, 44(6):840–847, 2012.  
6725 ISSN 1744-7429.

6726 OCDE : *Payer pour la biodiversité*. Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris, 2011. ISBN  
6727 978-92-64-09028-6. URL <http://www.oecd-ilibrary.org/content/book/9789264090293-fr>.

6728 OFAC : Gestion et certification forestière dans le bassin du Congo. Situation en juin 2016, 2016. URL [http://www.](http://www.observatoire-comifac.net/docs/postersA0/PosterA0_CF_v5-5bFR-150dpi.pdf)  
6729 [observatoire-comifac.net/docs/postersA0/PosterA0\\_CF\\_v5-5bFR-150dpi.pdf](http://www.observatoire-comifac.net/docs/postersA0/PosterA0_CF_v5-5bFR-150dpi.pdf).

6730 B. C. O'NEILL, E. KRIEGLER, K. RIAHI, K. L. EBI, S. HALLEGATTE, T. R. CARTER, R. MATHUR et D. P. van VUUREN : A  
6731 new scenario framework for climate change research : the concept of shared socioeconomic pathways. *Climatic*  
6732 *Change*, 122(3):387–400, 2014. ISSN 0165-0009, 1573-1480. URL [https://link.springer.com/article/10.](https://link.springer.com/article/10.1007/s10584-013-0905-2)  
6733 [1007/s10584-013-0905-2](https://link.springer.com/article/10.1007/s10584-013-0905-2).

6734 O. L. Osazuwa PETERS, I. JIMÉNEZ, B. OBERLE, C. A. CHAPMAN et A. E. ZANNE : Selective logging : Do rates  
6735 of forest turnover in stems, species composition and functional traits decrease with time since disturbance?  
6736 – A 45year perspective. *Forest Ecology and Management*, 357:10–21, 2015. ISSN 0378-1127. URL [http:](http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112715004181)  
6737 [//www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112715004181](http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112715004181).

6738 D. Y. OUÉDRAOGO, D. BEINA, N. PICARD, F. MORTIER, F. BAYA et S. GOURLET-FLEURY : Thinning after selective logging  
6739 facilitates floristic composition recovery in a tropical rain forest of Central Africa. *Forest Ecology and Manage-*  
6740 *ment*, 262(12):2176–2186, 2011. ISSN 0378-1127. URL [http://www.sciencedirect.com/science/article/](http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112711004853)  
6741 [pii/S0378112711004853](http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112711004853).

6742 D.-Y. OUÉDRAOGO : *Prédiction de la dynamique forestière à l'aide d'un modèle matriciel qui incorpore la variabilité de*  
6743 *la réponse des espèces à l'environnement : application dans une forêt tropicale humide semi-décidue d'Afrique centrale*.  
6744 Thèse de doctorat, Université Montpellier II - Sciences et Techniques du Languedoc, 2011. URL [https://tel.](https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00876547)  
6745 [archives-ouvertes.fr/tel-00876547](https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00876547).

6746 D.-Y. OUÉDRAOGO, A. FAYOLLE, K. DAÏNOU, C. DEMARET, N. BOURLAND, P. LAGOUTE et J.-L. DOUCET : Enrichment of  
6747 Logging Gaps with a High Conservation Value Species (*Pericopsis elata*) in a Central African Moist Forest. *Forests*,  
6748 5(12):3031–3047, 2014. URL <http://www.mdpi.com/1999-4907/5/12/3031>.

6749 PALLISCO et CIFM : *Plaquette de présentation des entreprises Pallisco et CIFM*. Pallisco-CIFM, 2016. URL [http://](http://pallisco-cifm.com/index.php/fr/plaquette)  
6750 [pallisco-cifm.com/index.php/fr/plaquette](http://pallisco-cifm.com/index.php/fr/plaquette).

6751 D. PEARCE, F. E. PUTZ et J. K. VANCLAY : Sustainable forestry in the tropics : panacea or folly ? *Forest Ecology and Ma-*  
6752 *nagement*, 172(2):229–247, 2003. ISSN 0378-1127. URL [http://www.sciencedirect.com/science/article/](http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112701007988)  
6753 [pii/S0378112701007988](http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112701007988).

6754 D. W. PEARCE : The Economic Value of Forest Ecosystems. *Ecosystem Health*, 7(4):284–296, 2001. ISSN 1526-0992.

6755 T. R. H. PEARSON, S. BROWN et F. M. CASARIM : Carbon emissions from tropical forest degradation caused by logging.



6756 *Environmental Research Letters*, 9(3):034017, 2014. ISSN 1748-9326. URL [http://stacks.iop.org/1748-9326/](http://stacks.iop.org/1748-9326/9/i=3/a=034017?key=crossref.c4aa12693bdced1aa5b0b6cf0316f44d)  
6757 [9/i=3/a=034017?key=crossref.c4aa12693bdced1aa5b0b6cf0316f44d](http://stacks.iop.org/1748-9326/9/i=3/a=034017?key=crossref.c4aa12693bdced1aa5b0b6cf0316f44d).

6758 M. Peña CLAROS, T. S. FREDERICKSEN, A. ALARCÓN, G. M. BLATE, U. CHOQUE, C. LEAÑO, J. C. LICONA, B. MOSTACEDO,  
6759 W. PARIONA, Z. VILLEGAS et F. E. PUTZ : Beyond reduced-impact logging : Silvicultural treatments to increase  
6760 growth rates of tropical trees. *Forest Ecology and Management*, 256(7):1458–1467, 2008. ISSN 0378-1127. URL  
6761 <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S037811270700881X>.

6762 N. PICARD : *Modélisation de la dynamique de forêts naturelles tropicales : quel niveau de description ?* thesis, Université  
6763 Montpellier II - Sciences et Techniques du Languedoc, 2007. URL [https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-](https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00179281/document)  
6764 [00179281/document](https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00179281/document).

6765 N. PICARD et S. GOURLET-FLEURY : *Manuel de référence pour l'installation de dispositifs permanents en forêt de production*  
6766 *dans le Bassin du Congo*. COMIFAC, 2008. URL <http://hal.cirad.fr/cirad-00339816/document>.

6767 N. PICARD, S. GOURLET-FLEURY et E. FORNI : Estimating damage from selective logging and implications for tropical  
6768 forest management. *Canadian Journal of Forest Research*, 42(3):605–613, 2012. ISSN 0045-5067. URL [http:](http://www.nrcresearchpress.com/doi/abs/10.1139/x2012-018)  
6769 [//www.nrcresearchpress.com/doi/abs/10.1139/x2012-018](http://www.nrcresearchpress.com/doi/abs/10.1139/x2012-018).

6770 N. PICARD et J. LIANG : Matrix Models for Size-Structured Populations : Unrealistic Fast Growth or Simply Diffusion ?  
6771 *PloS one*, 9(6):e98254, 2014. URL <http://dx.plos.org/10.1371/journal.pone.0098254.g004>.

6772 N. PICARD, S. MAGNUSSEN, L. N. BANAK, S. NAMKOSSENERA et Y. YALIBANDA : Permanent sample plots for natural  
6773 tropical forests : A rationale with special emphasis on Central Africa. *Environmental Monitoring and Assessment*,  
6774 164(1-4):279–295, 2010. ISSN 0167-6369, 1573-2959. URL [https://link.springer.com/article/10.1007/](https://link.springer.com/article/10.1007/s10661-009-0892-y)  
6775 [s10661-009-0892-y](https://link.springer.com/article/10.1007/s10661-009-0892-y).

6776 P. PIERLOT : Le reboisement en placeaux espacés. *Bulletin d'information de l'Institut national pour l'étude agronomique*  
6777 *du Congo Belge*, 4(5):325–338, 1955.

6778 R. PIERLOT : Le reboisement en placeaux espacés. *Bulletin d'information de l'INEAC*, 4(5), 1965.

6779 M. A. PINARD et F. E. PUTZ : Retaining Forest Biomass by Reducing Logging Damage. *Biotropica*, 28(3):278–295,  
6780 1996. ISSN 0006-3606. URL <http://www.jstor.org/stable/2389193>.

6781 R. PIRARD : Market-based instruments for biodiversity and ecosystem services : A lexicon. *Environmental Science*  
6782 *& Policy*, 19(Supplement C):59–68, 2012. ISSN 1462-9011. URL [http://www.sciencedirect.com/science/](http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1462901112000214)  
6783 [article/pii/S1462901112000214](http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1462901112000214).

6784 R. PIRARD : Des instruments de marché... ou de pacotille. In *Peut-on sauver les forêts tropicales ? instruments de marché*  
6785 *et REDD+ versus principes de réalité*, num. 35 de Nouveaux débats. Presses de la Fondation Nationale des Sciences  
6786 Politiques, Paris, 2013. ISBN 978-2-7246-1408-4 978-2-7246-1406-0 978-2-7246-1407-7 978-2-7246-1409-1.

6787 R. PIRARD et R. LAPEYRE : Classifying market-based instruments for ecosystem services : A guide to the literature  
6788 jungle. *Ecosystem Services*, 9(Supplement C):106–114, 2014. ISSN 2212-0416. URL [http://www.sciencedirect.](http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2212041614000631)  
6789 [com/science/article/pii/S2212041614000631](http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2212041614000631).

6790 T. PISTORIUS : From RED to REDD+ : the evolution of a forest-based mitigation approach for developing coun-  
6791 tries. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 4(6):638–645, 2012. ISSN 1877-3435. URL [http:](http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1877343512000899)  
6792 [//www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1877343512000899](http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1877343512000899).

6793 T. PISTORIUS, S. REINECKE et A. CARRAPATOSO : A historical institutionalist view on merging LULUCF and REDD+ in

- a post-2020 climate agreement. *International Environmental Agreements : Politics, Law and Economics*, 17(5):623–638, 2017. ISSN 1567-9764, 1573-1553. URL <https://link.springer.com/article/10.1007/s10784-016-9330-0>.
- K. J. PUETTMANN, S. M. WILSON, S. C. BAKER, P. J. DONOSO, L. DRÖSSLER, G. AMENTE, B. D. HARVEY, T. KNOKE, Y. LU, S. NOCENTINI, F. E. PUTZ, T. YOSHIDA et J. BAUHUS : Silvicultural alternatives to conventional even-aged forest management - what limits global adoption? *Forest Ecosystems*, 2:8, 2015. ISSN 2197-5620. URL <http://dx.doi.org/10.1186/s40663-015-0031-x>.
- F. E. PUTZ, P. SIST, T. FREDERICKSEN et D. DYKSTRA : Reduced-impact logging : Challenges and opportunities. *Forest Ecology and Management*, 256(7):1427–1433, 2008a. ISSN 0378-1127. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112708002892>.
- F. PUTZ et RUSLANDI : Intensification of tropical silviculture. *Journal of Tropical Forest Science*, 27(3):285–288, 2015. ISSN 0128-1283. URL <http://www.jstor.org/stable/43490286>.
- F. E. PUTZ, P. A. ZUIDEMA, M. A. PINARD, R. G. A. BOOT, J. A. SAYER, D. SHEIL, P. SIST, ELIAS et J. K. VANCLAY : Improved Tropical Forest Management for Carbon Retention. *PLOS Biology*, 6(7):e166, 2008b. ISSN 1545-7885. URL <http://journals.plos.org/plosbiology/article?id=10.1371/journal.pbio.0060166>.
- F. E. PUTZ, P. A. ZUIDEMA, T. SYNNOTT, M. PEÑA-CLAROS, M. A. PINARD, D. SHEIL, J. K. VANCLAY, P. SIST, S. GOURLET-FLEURY, B. GRISCOM, J. PALMER et R. ZAGT : Sustaining conservation values in selectively logged tropical forests : the attained and the attainable. *Conservation Letters*, 5(4):296–303, 2012. ISSN 1755-263X.
- E. RAMETSTEINER et M. SIMULA : Forest certification—an instrument to promote sustainable forest management? *Journal of Environmental Management*, 67(1):87–98, 2003. ISSN 0301-4797. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479702001913>.
- W. RAMMER et R. SEIDL : Coupling human and natural systems : Simulating adaptive management agents in dynamically changing forest landscapes. *Global Environmental Change*, 35(Supplement C):475–485, 2015. ISSN 0959-3780. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959378015300613>.
- C. REYER : The cascade of uncertainty in modeling forest ecosystem responses to environmental change and the challenge of sustainable resource management. Rap. tech., Humboldt-Universität zu Berlin, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät II, 2013. URL <https://edoc.hu-berlin.de/handle/18452/17401>.
- K. RIAHI, D. P. van VUUREN, E. KRIEGLER, J. EDMONDS, B. C. O’NEILL, S. FUJIMORI, N. BAUER, K. CALVIN, R. DELLINK, O. FRICKO, W. LUTZ, A. POPP, J. C. CUARESMA, S. KC, M. LEIMBACH, L. JIANG, T. KRAM, S. RAO, J. EMMERLING, K. EBI, T. HASEGAWA, P. HAVLIK, F. HUMPENÖDER, L. A. DA SILVA, S. SMITH, E. STEHFEST, V. BOSETTI, J. EOM, D. GERNAAT, T. MASUI, J. ROGELJ, J. STREFLER, L. DROUET, V. KREY, G. LUDERER, M. HARMSSEN, K. TAKAHASHI, L. BAUMSTARK, J. C. DOELMAN, M. KAINUMA, Z. KLIMONT, G. MARANGONI, H. LOTZE-CAMPEN, M. OBERSTEINER, A. TABEAU et M. TAVONI : The Shared Socioeconomic Pathways and their energy, land use, and greenhouse gas emissions implications : An overview. *Global Environmental Change*, 42:153–168, 2017. ISSN 0959-3780. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959378016300681>.
- E. RODYCZ DE CHRISTO : Technical-economic study of silvicultural methods for African tropical forests, 2014. Esb (Esb, Nantes, France); CIRAD (CIRAD, Montpellier, France).
- V. ROSSI, F. CLAEYS, D. BASTIN, S. GOURLET-FLEURY, P. GUIZOL, R. EBA’A-ATYI, D. J. SONWA, G. LESCUYER et N. PICARD :

6832 Could REDD+ mechanisms induce logging companies to reduce forest degradation in Central Africa? *Journal of*  
6833 *Forest Economics*, 29:107–117, 2017. ISSN 11046899. URL [http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/](http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1104689917301800)  
6834 S1104689917301800.

6835 ROUGIER : *Rapport annuel 2016. Gérer la forêt, faire vivre le bois*. Rougier, 2017. URL [http://www.rougier.fr/](http://www.rougier.fr/sites/default/files/rapports/fr_2016-ra-rougier-web.pdf)  
6836 sites/default/files/rapports/fr\_2016-ra-rougier-web.pdf.

6837 D. M. A. ROZENDAAL, C. C. SOLIZ-GAMBOA et P. A. ZUIDEMA : Timber yield projections for tropical tree species : The  
6838 influence of fast juvenile growth on timber volume recovery. *Forest Ecology and Management*, 259(12):2292–2300,  
6839 2010. ISSN 0378-1127. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112710001489>.

6840 RUSLANDI, W. P. CROPPER et F. E. PUTZ : Effects of silvicultural intensification on timber yields, carbon dy-  
6841 namics, and tree species composition in a dipterocarp forest in Kalimantan, Indonesia : An individual-tree-  
6842 based model simulation. *Forest Ecology and Management*, 390:104–118, 2017a. ISSN 0378-1127. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112716306624>.

6843

6844 RUSLANDI, C. ROMERO et F. E. PUTZ : Financial viability and carbon payment potential of large-scale silvicultural  
6845 intensification in logged dipterocarp forests in Indonesia. *Forest Policy and Economics*, 85(Part 1):95–102, 2017b.  
6846 ISSN 1389-9341. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1389934117302691>.

6847 P. SAMUELSSON, C. G. JONES, U. WILLÉN, A. ULLERSTIG, S. GOLLVIK, U. HANSSON, C. JANSSON, E. KJELLSTRÖM, G. NIKULIN  
6848 et K. WYSER : The rossby centre regional climate model rca3 : model description and performance. *Tellus A*, 63  
6849 (1):4–23, 2011.

6850 J.-M. SAMYN, J. GASANA, E. POUSSE et F. POUSSE : *Secteur forestier dans les pays du Bassin du Congo : 20 ans d'interven-*  
6851 *tions de l'AfD*. Agence Française de Développement (AfD), Paris, France, 2011.

6852 N. SASAKI, G. P. ASNER, Y. PAN, W. KNORR, P. B. DURST, H. O. MA, I. ABE, A. J. LOWE, L. P. KOH et F. E. PUTZ : Sustainable  
6853 Management of Tropical Forests Can Reduce Carbon Emissions and Stabilize Timber Production. *Frontiers in*  
6854 *Environmental Science*, 4, 2016. ISSN 2296-665X. URL [http://journal.frontiersin.org/article/10.3389/](http://journal.frontiersin.org/article/10.3389/fenvs.2016.00050/full)  
6855 fenvs.2016.00050/full.

6856 B. SCHLAMADINGER, N. BIRD, T. JOHNS, S. BROWN, J. CANADELL, L. CICCARESE, M. DUTSCHKE, J. FIEDLER, A. FISCHLIN,  
6857 P. FEARNSIDE, C. FORNER, A. FREIBAUER, P. FRUMHOFF, N. HOEHNE, M. U. F. KIRSCHBAUM, A. LABAT, G. MARLAND,  
6858 A. MICHAELOWA, L. MONTANARELLA, P. MOUTINHO, D. MURDIYARSO, N. PENNA, K. PINGOUD, Z. RAKONCZAY, E. RA-  
6859 METSTEINER, J. ROCK, M. J. SANZ, U. A. SCHNEIDER, A. SHVIDENKO, M. SKUTSCH, P. SMITH, Z. SOMOGYI, E. TRINES,  
6860 M. WARD et Y. YAMAGATA : A synopsis of land use, land-use change and forestry (LULUCF) under the Kyoto Pro-  
6861 tocol and Marrakech Accords. *Environmental Science & Policy*, 10(4):271–282, 2007. ISSN 1462-9011. URL  
6862 <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1462901107000184>.

6863 S. H. SCHNEIDER, W. E. EASTERLING et L. O. MEARN : Adaptation : Sensitivity to Natural Variability, Agent Assump-  
6864 tions and Dynamic Climate Changes. *Climatic Change*, 45(1):203–221, 2000. ISSN 0165-0009, 1573-1480. URL  
6865 <https://link.springer.com/article/10.1023/A:1005657421149>.

6866 E. SCHOU, B. J. THORSEN et J. B. JACOBSEN : Regeneration decisions in forestry under climate change related uncer-  
6867 tainties and risks : Effects of three different aspects of uncertainty. *Forest Policy and Economics*, 50:11–19, 2015.  
6868 ISSN 1389-9341. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1389934114001543>.

6869 M. SCHULZE : Technical and financial analysis of enrichment planting in logging gaps as a potential component of

6870 forest management in the eastern Amazon. *Forest Ecology and Management*, 255(3):866–879, 2008. ISSN 0378-  
6871 1127. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112707007645>.

6872 G. SCHWARTZ, A. BAIS, M. PEÑA-CLAROS, M. HOOGSTRA-KLEIN, G. MOHREN et B. ARTS : Profitability of silvicultural  
6873 treatments in logging gaps in the Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Forest Science*, 28(1):68–78, 2016a. ISSN  
6874 0128-1283. URL <http://www.jstor.org/stable/43748080>.

6875 G. SCHWARTZ, M. d. S. FERREIRA et J. d. C. LOPES : Silvicultural intensification and agroforestry systems in secon-  
6876 dary tropical forests : a review. *Revista de Ciências Agrárias/Amazonian Journal of Agricultural and Environmental*  
6877 *Sciences*; v. 58 n. 3 (2015) : RCA, 2016b. URL [https://ajaes.ufra.edu.br/index.php/ajaes/article/view/](https://ajaes.ufra.edu.br/index.php/ajaes/article/view/1830)  
6878 1830.

6879 R. SEIDL, F. AGGESTAM, W. RAMMER, K. BLENNOW et B. WOLFSLEHNER : The sensitivity of current and future forest  
6880 managers to climate-induced changes in ecological processes. *Ambio*, 45(4):430–441, 2016. ISSN 0044-7447,  
6881 1654-7209. URL <https://link.springer.com/article/10.1007/s13280-015-0737-6>.

6882 C. SEYLLER, S. DESBUREAUX, S. ONGOLO, A. KARSENTY, G. SIMONET, J. FAURE et L. BRIMONT : The ‘Virtual Economy’ of  
6883 REDD+ Projects : Does Private Certification of REDD+ Projects Ensure Their Environmental Integrity? *Internatio-*  
6884 *nal Forestry Review*, 18(2):231–246, 2016. ISSN 1465-5489. URL [http://www.bioone.org/doi/abs/10.1505/](http://www.bioone.org/doi/abs/10.1505/146554816818966336)  
6885 146554816818966336.

6886 I. SHISHLOV et M. DEHEZA : Bikin Tiger Carbon JI project. *Joint Implementation Quaterly Magazine*, 18(2), 2012.

6887 G. SIMONET, A. AGRAWAL, F. BÉNÉDET, C. d. PERTHUIS, D. HAGGARD, N. JANSEN, A. KARSENTY, W. LIANG, P. NEWTON,  
6888 A.-M. SALES, B. SCHAAP et C. SEYLLER : ID-RECCO, International Database on REDD+ projects, linking Economic,  
6889 Carbon and Communities data, 2016a. URL <http://www.reddprojectsdatabase.org>.

6890 G. SIMONET, P. DELACOTE et N. ROBERT : On managing co-benefits in REDD+ projects. *International Journal of*  
6891 *Agricultural Resources, Governance and Ecology*, 12(2):170, 2016b. ISSN 1462-4605, 1741-5004. URL [http://](http://www.inderscience.com/link.php?id=76909)  
6892 [www.inderscience.com/link.php?id=76909](http://www.inderscience.com/link.php?id=76909).

6893 P. SIST, D. SHEIL, K. KARTAWINATA et H. PRIYADI : Reduced-impact logging in Indonesian Borneo : some results  
6894 confirming the need for new silvicultural prescriptions. *Forest Ecology and Management*, 179(1):415–427, 2003.  
6895 ISSN 0378-1127. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112702005339>.

6896 J. A. SOHN, S. SAHA et J. BAUHUS : Potential of forest thinning to mitigate drought stress : A meta-analysis. *Forest*  
6897 *Ecology and Management*, 380:261–273, 2016. ISSN 0378-1127. URL [http://www.sciencedirect.com/science/](http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112716304029)  
6898 [article/pii/S0378112716304029](http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112716304029).

6899 S. SPRATT : Environmental Taxation and Development : A Scoping Study. *IDS Working Papers*, 2013(433):1–52,  
6900 2013. ISSN 2040-0209.

6901 J. A. STANTURF, B. J. PALIK et R. K. DUMROESE : Contemporary forest restoration : A review emphasizing func-  
6902 tion. *Forest Ecology and Management*, 331(Supplement C):292–323, 2014. ISSN 0378-1127. URL [http:](http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112714004654)  
6903 [//www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112714004654](http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112714004654).

6904 C. J. TAYLOR : *Synecology and silviculture in Ghana*. Thomas Nelson & Sons, Ltd. Edinburgh and London. United  
6905 Kingdom, 1960.

6906 TEEB : *The economics of ecosystems and biodiversity : ecological and economic foundations*. Kumar, Pushpam. Earthscan,  
6907 London ; Washington, DC, 2010. ISBN 978-1-84971-212-5.

6908 S. THOMAS, P. DARGUSCH, S. HARRISON et J. HERBOHN : Why are there so few afforestation and reforestation Clean  
6909 Development Mechanism projects? *Land Use Policy*, 27(3):880–887, 2010. ISSN 0264-8377. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S026483770900204X>.  
6910  
6911 R. TSANGA, G. LESCUYER et P. CERUTTI : What is the Role for Forest Certification in Improving Relationships between  
6912 Logging Companies and Communities? Lessons from FSC in Cameroon. *International Forestry Review*, 16(1):14–  
6913 22, 2014. ISSN 1465-5489. URL <http://www.bioone.org/doi/abs/10.1505/146554814811031305>.  
6914 VCS : AFOLU Guidance : Example for Calculating the Long-Term Average Carbon Stock for ARR Projects with Har-  
6915 vesting. In *Vcs Guidance*. Verified Carbon Standard, 2011.  
6916 VCS : Agriculture, Forestry and Other Land Use (AFOLU) Requirements – Vcs Version 3 Requirements Document 8 October  
6917 2013, v3.4. Verified Carbon Standard, 2013.  
6918 Z. VILLEGAS, M. PEÑA-CLAROS, B. MOSTACEDO, A. ALARCÓN, J.C.LICONA, C. LEAÑO, W. PARIONA et U. CHOQUE : Silvi-  
6919 cultural treatments enhance growth rates of future crop trees in a tropical dry forest. *Forest Ecology and Manage-*  
6920 *ment*, 258(6):971–977, 2009. ISSN 0378-1127. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112708008189>.  
6921  
6922 S. WERTZ-KANOUNNIKOFF : *Payments for environmental services—a solution for biodiversity conservation*. IDDRI, Paris,  
6923 France, 2006. URL [http://iddri.com/Publications/Collections/Idees-pour-le-debat/id\\_0612\\_wertz\\_pse.pdf](http://iddri.com/Publications/Collections/Idees-pour-le-debat/id_0612_wertz_pse.pdf).  
6924  
6925 P. W. WEST : Growth Rates and Wood Quality. In *Growing Plantation Forests*, p. 25–44. Springer International  
6926 Publishing, Cham, 2014. ISBN 978-3-319-01826-3 978-3-319-01827-0. URL [http://link.springer.com/10.1007/978-3-319-01827-0\\_3](http://link.springer.com/10.1007/978-3-319-01827-0_3).  
6927  
6928 T. A. P. WEST, E. VIDAL et F. E. PUTZ : Forest biomass recovery after conventional and reduced-impact logging  
6929 in Amazonian Brazil. *Forest Ecology and Management*, 314:59–63, 2014. ISSN 0378-1127. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112713007779>.  
6930  
6931 E. WOERDMAN : Implementing the Kyoto protocol : why JI and CDM show more promise than international emis-  
6932 sions trading. *Energy Policy*, 28(1):29–38, 2000. ISSN 0301-4215. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301421599000944>.  
6933  
6934 S. WUNDER : Payments for environmental services : some nuts and bolts. *Center for International Forestry Re-*  
6935 *search*, 2005. URL <https://www.cifor.org/library/1760/payments-for-environmental-services-some-nuts-and-bolts-2/>.  
6936  
6937 S. WUNDER : Are Direct Payments for Environmental Services Spelling Doom for Sustainable Forest Management  
6938 in the Tropics? *Ecology and Society*, 11(2), 2006. ISSN 1708-3087. URL <https://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss2/art23/main.html>.  
6939  
6940 S. WUNDER : Can payments for environmental services reduce deforestation and forest degradation. *Realising*  
6941 *REDD*, p. 213, 2009. URL <https://books.google.fr/books?hl=fr&lr=&id=vNavVSP0tioC&oi=fnd&pg=PA213&dq=wunder&ots=C6qZ3W0g70&sig=TSA4mZFPHE7pZuMgb50YjJKMdZ8>.  
6942  
6943 S. WUNDER : Revisiting the concept of payments for environmental services. *Ecological Economics*, 117  
6944 (Supplement C):234–243, 2015. ISSN 0921-8009. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0921800914002961>.  
6945

6946 A. ZANNE, G. LOPEZ-GONZALEZ, D. COOMES, J. ILIC, S. JANSEN, S. LEWIS, R. MILLER, N. SWENSON, M. WIEMANN et  
6947 J. CHAVE : Global wood density database. *Dryad. Identifier*, 235, 2009. URL [http://hdl.handle.net/10255/](http://hdl.handle.net/10255/dryad)  
6948 *dryad*.  
6949 B. L. ZIMMERMAN et C. F. KORMOS : Prospects for Sustainable Logging in Tropical Forests. *BioScience*, 62(5):479–487,  
6950 2012. ISSN 0006-3568. URL <http://www.bioone.org/doi/abs/10.1525/bio.2012.62.5.9>.

## V.A Tables et figures supplémentaires

## V.B Résultats supplémentaires

### V.B.1 La réduction volontaire des prélèvements

#### V.B.1.1 Structure, composition et dynamique des peuplements forestiers

Les résultats sur la structure, la dynamique et la composition du peuplement forestier sont présentés dans le tableau V.1.

Une réduction de 5 % du prélèvement, s'il n'entraîne aucun effet significatif sur la structure et la dynamique forestières au niveau du peuplement total, est cependant suffisante pour entraîner des effets significatifs au niveau des espèces P dont la densité, par rapport à une exploitation conventionnelle sous aménagement, diminue de  $0.86 \pm 0.4 \text{ ha}^{-1}$  ( $1.3 \pm 0.5 \%$ ), la surface de terrière de  $0.066 \pm 0.02 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$  ( $-1.1 \pm 0.4 \%$ ) et la biomasse carbone de  $0.45 \pm 0.2 \text{ t}_{\text{eq}} \text{CO}_2 \cdot \text{ha}^{-1}$  ( $-0.96 \pm 0.4 \%$ ). Au bilan, la composition par guildes d'une forêt exploitée avec une faible réduction du prélèvement (P  $13 \pm 0.2 \%$ , NPLD  $25 \pm 0.1 \%$ , SB  $62 \pm 0.2 \%$ ) est quasiment identique à la composition d'une forêt soumise à exploitation conventionnelle sous aménagement (P  $13 \pm 0.2 \%$ , NPLD  $24 \pm 0.1 \%$ , SB  $62 \pm 0.3 \%$ ).

Les effets sont beaucoup plus significatifs avec une forte réduction du prélèvement (5 %) et vont dans le sens inverse des impacts de l'exploitation vus au chapitre précédent. Au niveau du peuplement général, par rapport à une forêt soumise à une exploitation conventionnelle sous aménagement, cette réduction entraîne une hausse de la densité d'arbres de  $25 \pm 2 \text{ ha}^{-1}$  ( $4.8 \pm 0.3 \%$ ), une hausse de la surface terrière de  $2.9 \pm 0.2 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$  ( $7.8 \pm 0.6 \%$ ), une hausse du diamètre quadratique de  $0.44 \pm 0.06 \text{ cm}$  ( $1.4 \pm 0.2 \%$ ) et une hausse de la biomasse carbone de  $53 \pm 4 \text{ t}_{\text{eq}} \text{CO}_2 \cdot \text{ha}^{-1}$  ( $11 \pm 0.8 \%$ ).

Là où l'exploitation conduisait à une accélération de la dynamique, la réduction du prélèvement entraîne un ralentissement généralisé : la croissance diminue de  $-0.049 \pm 4 \cdot 10^{-3} \text{ cm} \cdot \text{an}^{-1}$  ( $-25 \pm 1 \%$ ), le taux de mortalité de  $-1.7 \cdot 10^{-3} \pm 1 \cdot 10^{-4}$  ( $-12 \pm 0.8 \%$ ) et le recrutement diminue de  $-1.4 \pm 0.1 \text{ ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$  ( $-16 \pm 1 \%$ ). À noter que l'impact est plus fort sur la croissance et le recrutement que sur la mortalité.

L'impact de la réduction de prélèvement est d'une nature et d'une ampleur différente en fonction des guildes de régénération. Concernant les indicateurs de structure, l'impact le plus fort est observé sur les espèces NPLD ( $+8.4 \pm 0.7 \%$  en densité d'arbres,  $+18 \pm 1 \%$  en surface terrière,  $+4.5 \pm 0.3 \%$  en diamètre quadratique et  $+21 \pm 2 \%$  en biomasse carbone). L'impact sur les espèces SB est quasiment de la même nature, mais nettement moins fort ( $+6.5 \pm 0.5 \%$  en densité d'arbres,  $+6 \pm 0.5 \%$  en surface terrière,  $-0.27 \pm 0.1 \%$  en diamètre quadratique et  $+7.6 \pm 0.6 \%$  en biomasse carbone). L'impact sur les espèces P est de nature opposée à celui observé sur les deux autres guildes, avec une intensité intermédiaire ( $-8.9 \pm 0.9 \%$  en densité d'arbres,  $-8.4 \pm 0.6 \%$  en surface terrière,  $0.36 \pm 0.5 \%$  en diamètre quadratique

et  $-6.3 \pm 0.6$  % en biomasse carbone).

Sur le plan de la composition (P  $12 \pm 0.2$  %, N<sub>PLD</sub>  $25 \pm 0.09$  %, S<sub>B</sub>  $63 \pm 0.2$  %), ces modifications ne sont pas cependant suffisamment importantes pour marquer une nette différence avec la composition observée sous exploitation conventionnelle.

Concernant les indicateurs de dynamique forestière, l'impact le plus fort est observé sur les espèces P ( $-32 \pm 2$  % en croissance,  $-16 \pm 1$  % en mortalité et  $-27 \pm 2$  % en recrutement), suivi par les espèces S<sub>B</sub> ( $-25 \pm 2$  % en croissance,  $-6.4 \pm 0.5$  % en mortalité et  $-11 \pm 1$  % en recrutement) et les espèces N<sub>PLD</sub> ( $-17 \pm 1$  % en croissance,  $-6.6 \pm 0.6$  % en mortalité et  $-13 \pm 1$  % en recrutement).

La superficie de concession influe sur l'impact qu'a la réduction du prélèvement sur la structure et la dynamique forestière. Dans le cas d'une faible réduction du prélèvement, l'impact sur la structure a une amplitude de  $3.5 \pm 0.4$  % dans les concession de 400 000 ha, contre  $2.2 \pm 0.3$  % dans les concessions de 100 000 ha. Pour les indicateurs de dynamique, ces valeurs sont de  $9.9 \pm 1$  % dans les concession de 400 000 ha, contre  $7 \pm 0.9$  % dans les concessions de 100 000 ha. En comparant les simulations une à une, les impacts d'une faible réduction de prélèvement respectivement sur la structure et la dynamique forestières, sont en moyenne  $7.6 \pm 2$  fois et  $5.1 \pm 1$  plus forts dans les grandes concessions que dans les petites.

Dans le cas d'une forte réduction du prélèvement, tous indicateurs de structure confondus, les différences sont plus faibles : l'impact sur la structure dans les grandes concessions est de l'ordre de  $8.6 \pm 0.6$  % contre  $5.3 \pm 0.5$  % dans les petites concessions. Pour les indicateurs de dynamique, ces valeurs sont de  $22 \pm 1$  % et de  $15 \pm 1$  % respectivement. En comparant les simulations une à une, les impacts d'une forte réduction du prélèvement respectivement sur la structure et la dynamique forestières, sont en moyenne  $4 \pm 1$  fois et  $2.9 \pm 0.7$  fois plus fort dans les grandes concessions que dans les petites.

La distance au port influe également sur l'impact qu'a la réduction du prélèvement sur la structure et la dynamique forestière. Dans le cas d'une faible réduction du prélèvement, tous indicateurs de structure confondus, l'impact sur la structure est plus fort dans les concessions éloignées des ports, de l'ordre de  $1.4 \pm 0.2$  % dans les concession situées à 800 km, contre  $1.4 \pm 0.2$  % dans les concessions situées à 400 km. Pour les indicateurs de dynamique, ces valeurs sont de  $5.9 \pm 0.9$  % dans les concession à 800 km, contre  $4.5 \pm 0.6$  % dans les concessions 400 km. En comparant les simulations une à une, les impacts d'une faible réduction de prélèvement sur la structure et la dynamique sont en moyenne  $3.5 \pm 0.6$  fois et  $3.1 \pm 0.6$  plus forts dans les concessions éloignées des ports que dans les concessions proches des ports.

Dans le cas d'une forte réduction du prélèvement, tous indicateurs de structure confondus, les différences sont nettement plus faibles pour en devenir quasiment indépendantes de la distance au port : l'impact sur la structure forestière dans les concessions éloignées est de l'ordre de  $6 \pm 0.6$  % contre  $6.6 \pm 0.5$  % dans les concessions rapprochées. Pour les indicateurs de dynamique, ces valeurs sont de



16 ± 1 % et de 18 ± 1 % respectivement. En comparant les simulations une à une, les impacts d'une forte réduction du prélèvement ne sont quasiment influencés par la distance aux ports.

Le changement climatique a une influence sur l'impact qu'engendre une faible réduction du prélèvement sur la structure forestière. Si l'amplitude des différences de structure forestière observées avec les simulations soumise à une exploitation conventionnelle sous aménagement semble peu dépendant du scénario climatique (1.6 ± 0.2 % sans changement climatique, 1.2 ± 0.1 % avec le RCP 4.5 et 1.3 ± 0.1 % avec le RCP 8.5), les comparaisons simulation par simulation montrent que l'impact d'une faible réduction du peuplement sur la structure est 3.3 ± 1 et 2.9 ± 0.5 fois plus important sous RCP 4.5 et RCP 8.5 que sans changement climatique. Les espèces les plus sujettes à cette influence du climat sont les espèces Sb, avec un impact 4.1 ± 1 fois plus fort sous changement climatique (RCP 4.5 et 8.5 confondus) que sans changement climatique, suivies par les espèces P (impact 2.1 ± 0.3 fois plus fort) et les espèces NPLD (impact 1.9 ± 0.2 fois plus fort).

Concernant l'impact sur la dynamique forestière, la différences des amplitudes est plus élevée et dépend du scénario climatique (5.2 ± 0.5 % sans changement climatique, 2.6 ± 0.3 % avec le RCP 4.5 et 2.3 ± 0.2 % avec le RCP 8.5). Les comparaisons simulation par simulation montrent que l'impact d'une faible réduction du peuplement sur la structure est 1.4 ± 0.2 et 1.3 ± 0.2 fois plus important sous RCP 4.5 et RCP 8.5 que sans changement climatique. De manière inversée aux résultats sur la structure, les espèces qui sont, sur le plan de la dynamique forestière, les plus sujettes à cette influence du climat sont les espèces NPLD, avec un impact 4.3 ± 2 fois plus fort sous changement climatique (RCP 4.5 et 8.5 confondus) que sans changement climatique, suivies par les espèces Sb (impact 2.3 ± 0.4 fois plus fort) et les espèces P (impact 1.4 ± 0.2 fois plus fort).

#### V.B.1.2 Caractéristiques d'exploitation

Les caractéristiques d'exploitation avec réduction volontaire du prélèvement sont présentées dans le tableau ??, page ??.

Par rapport aux simulations d'exploitation classique sous aménagement, en 1<sup>ère</sup> rotation, une faible réduction volontaire du prélèvement de (5 %) conduit à une diminution de l'intensité de coupe de  $0.081 \pm 7 \cdot 10^{-3} \text{ ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$  et une diminution des volumes de production de  $0.8 \pm 0.04 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ , conduisant à une diminution du revenu d'exploitation de  $56 \pm 2 \text{ €} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ , soit une perte de marge de  $0.9 \pm 0.03$  points. L'exploitation forestière reste rentable avec un taux de marge de  $14 \pm 0.6 \%$ . Les écarts sont de  $-0.81 \pm 0.07 \text{ ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ ,  $-8.8 \pm 0.6 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ ,  $-601 \pm 30 \text{ €} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$  et  $15 \pm 1$  points, respectivement, avec une forte réduction du prélèvement (50 %). L'exploitation est alors à la limite de la rentabilité, avec un taux de marge positif moyen de  $0.26 \pm 0.7 \%$ .

Ces écarts se réduisent au fur et à mesure des rotations et, dans le cas de d'une faible réduction du prélèvement, ne sont plus significatifs en 4<sup>ème</sup> rotation. L'intensité de coupe est alors en moyenne très légèrement supérieure à celle observée dans les projections avec une exploitation classique (écart de  $0.049 \pm 0.09 \text{ ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ , soit  $13 \pm 9 \%$ ), tout comme le sont les volumes de production (écart de  $0.57 \pm 1 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ , soit  $10 \pm 8 \%$ ). Le revenu d'exploitation est légèrement inférieur de  $-3 \pm 30 \text{ €}.\text{ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$  ( $-6.8 \pm 4 \%$ ). Le taux de marge nette reste significativement inférieur, avec un écart de  $-0.8 \pm 0.2$  points de pourcentage.

Dans le cas d'une forte réduction du prélèvement, les écarts sont en diminution mais restent très significatifs avec une différence d'intensité de coupe de  $-0.73 \pm 0.07 \text{ ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$  ( $-56 \pm 3 \%$ ) et une différence de volume de production de  $-8.6 \pm 0.9 \text{ m}^3.\text{ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$  ( $-43 \pm 4 \%$ ). Concernant les indicateurs économiques, l'exploitation est loin d'être rentable et les écarts ont tendance à s'accroître au cours du temps. Le résultat d'exploitation est déficitaire de :  $-570 \pm 30 \text{ €}.\text{ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ , soit un écart de taux de marge nette de  $-22 \pm 0.7$  points de pourcentage.

L'impact à long-terme de la réduction de prélèvement est très dépendant de la superficie de la concession. Pour une réduction de 0 %, les différences, très faibles en 1<sup>ère</sup> rotation, s'accroissent graduellement. En 4<sup>ème</sup> rotation, l'intensité de coupe est supérieure de  $30 \pm 20 \%$  à l'exploitation conventionnelle dans les concessions de 100 000 ha là où les concessions de 400 000 ha voient au contraire un écart légèrement négatif de  $-3 \pm 7 \%$ . Les différences sont également éloquentes en ce qui concerne les volumes de production ( $25 \pm 20 \%$  dans les concessions de 100 000 ha ;  $-3.2 \pm 5 \%$  dans les concessions de 400 000 ha) et les revenus d'exploitation ( $26 \pm 20 \%$  contre  $-11 \pm 6 \%$ ). Ces écarts de revenu d'exploitation n'entraînent pas de différence significative sur la rentabilité de l'exploitation qui reste, quelque soit la superficie, peu ou prou identique aux valeurs observées dans l'exploitation conventionnelle.

Les différences entre superficies sont encore plus importantes lorsque la réduction de prélèvement est plus forte (5 %). En 4<sup>ème</sup> rotation, l'intensité de coupe est inférieure de  $50 \pm 5 \%$  à l'exploitation conventionnelle dans les concessions de 100 000 ha là où les concessions de 400 000 ha voient une baisse plus importante de  $60 \pm 4 \%$ . Des différences s'observent également sur les volumes de production ( $-40 \pm 7 \%$  dans les concessions de 100 000 ha ;  $-50 \pm 5 \%$  dans les concessions de 400 000 ha). L'impact sur les revenus d'exploitation et les taux de marge n'est pas dépendant de la superficie.

L'impact de la réduction de prélèvement sur l'activité de l'entreprise forestière dépend fortement de la distance au port de la concession, avec des différences notables, dès la 1<sup>ère</sup> rotation, sur les revenus d'exploitation. En 1<sup>ère</sup> rotation, une faible réduction du prélèvement entraîne une diminution de  $8.1 \pm 0.2 \%$  du revenu d'exploitation pour les concessions situées à 400 km du port contre  $10 \pm 0.6 \%$  pour celles situées à 800 km du port. En 4<sup>ème</sup> rotation, les impacts sont positifs, avec une hausse de  $10 \pm 10 \%$  du revenu d'exploitation pour les concessions situées à 400 km du port contre  $3 \pm 20 \%$  pour celles

situées à 800 km du port.

Le résultat va dans le même sens, dans le cas d'une forte réduction du prélèvement. En 1<sup>ère</sup> rotation, le revenu d'exploitation diminue de  $86 \pm 1$  % pour les concessions situées à 400 km du port contre  $100 \pm 4$  % pour celles situées à 800 km du port. En 4<sup>ème</sup> rotation, la baisse est de  $-130 \pm 5$  % contre  $-300 \pm 40$  %.

L'impact à long-terme de la réduction du prélèvement sur les caractéristiques de l'exploitation forestière dépend fortement du scénario climatique utilisé. Si l'impact d'une faible réduction du prélèvement sur l'intensité de coupe en 4<sup>ème</sup> rotation est positif dans le scénario sans changement climatique ( $13 \pm 9$  %), il est négatif dans les scénarios avec changement climatique ( $-10 \pm 3$  % avec le Rcp 4.5 et  $-5.3 \pm 4$  % avec le Rcp 8.5). Il en va de même pour le volume de production ( $10 \pm 8$  % sans changement climatique,  $-8.7 \pm 3$  % avec le Rcp 4.5 et  $-3.2 \pm 3$  % avec le Rcp 8.5) et le revenu d'exploitation ( $6.5 \pm 10$  % sans changement climatique,  $-30 \pm 10$  % avec le Rcp 4.5 et  $-9.6 \pm 4$  % avec le Rcp 8.5). L'impact sur le taux de marge est moins sensible à la présence ou non d'un changement climatique, mais semble dans le cas d'un changement climatique modéré  $-0.79 \pm 0.2$  points sans changement climatique,  $-0.97 \pm 0.2$  avec le Rcp 4.5 et  $-0.83 \pm 0.2$  avec le Rcp 8.5).

Dans le cas d'une forte réduction du prélèvement, les différences d'impact en fonction des scénarios climatiques sont moins nettes, que ce soit en termes d'intensité de coupe ( $-56 \pm 3$  % sans changement climatique,  $-54 \pm 5$  % avec le Rcp 4.5 et  $-51 \pm 4$  % avec le Rcp 8.5), de volume de production ( $-43 \pm 4$  %,  $-43 \pm 6$  % et  $-40 \pm 5$  %) et de revenu d'exploitation ( $-200 \pm 20$  %,  $-170 \pm 30$  % et  $-140 \pm 10$  %). L'impact sur le taux de marge semble moins sensible au scénario climatique, mais montre un amoindrissement avec le changement climatique  $-22 \pm 0.7$  points sans changement climatique,  $-21 \pm 1$  avec le Rcp 4.5 et  $-20 \pm 0.9$  avec le Rcp 8.5).

### V.B.1.3 Prix de revient de différentes options de financement

Les prix de revient obtenus pour chaque option de financement dans le cas d'une réduction volontairement du prélèvement sont présentés dans le tableau V.7, page 250.

Par rapport à une exploitation classique sous aménagement, et dans des conditions sans changement climatique, la réduction volontaire de 5 % du prélèvement entraîne en 1<sup>ère</sup> rotation un manque à gagner de  $56 \pm 2$  €.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup> (en moyenne  $9.9 \pm 0.4$  % du résultat d'exploitation en comparant les simulations une à une). Ce manque à gagner se maintient jusqu'à la 3<sup>ème</sup> rotation avec une valeur toujours élevée de  $67 \pm 20$  €.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup> (soit  $17 \pm 3$  %) avant de chuter en 4<sup>ème</sup> rotation à  $0.48 \pm 30$  €.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup> ( $-6.5 \pm 10$  % du résultat d'exploitation), avec toutefois une grande variabilité entre projections.

À un taux d'actualisation de 10 %, le prix de revient du crédit carbone permettant de compenser ce coût s'établit, en 1<sup>ère</sup> rotation, à  $24 \pm 0.7$  €.t<sub>eq</sub><sup>-1</sup>CO<sub>2</sub>. Pour les simulations dont le gain carbone reste positif, ce coût de revient augmente régulièrement au cours du temps pour atteindre  $66 \pm 20$  €.t<sub>eq</sub><sup>-1</sup>CO<sub>2</sub> en 4<sup>ème</sup>

7116 rotation. Le prix de revient d'une prime sur le bois passe de  $24.2 \pm 0.72$  à  $66.2 \pm 20$  €/m<sup>3</sup> de la 1<sup>ère</sup> à la  
7117 4<sup>ème</sup> rotation. Le prix de revient d'un paiement surfacique passe de  $51.6 \pm 2$  à  $3.39 \pm 29$  €/ha<sup>-1</sup>.  
7118 Pour une réduction de prélèvement plus forte, de 50 %, les manques à gagner sont bien plus élevés  
7119 ( $601 \pm 30$  €/ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup> en 1<sup>ère</sup> rotation,  $100 \pm 4$  % du revenu d'exploitation) et continuent de l'être jusqu'en  
7120 4<sup>ème</sup> rotation ( $530 \pm 30$  €/ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup>,  $190 \pm 20$  % du résultat d'exploitation).  
7121 À un taux d'actualisation de 10 %, le prix de revient du crédit carbone permettant de compenser ce coût  
7122 s'établit, en 1<sup>ère</sup> rotation, à  $24 \pm 0.5$  €/t<sub>eq</sub><sup>-1</sup>CO<sub>2</sub> et augmente jusqu'à atteindre  $70 \pm 10$  €/t<sub>eq</sub><sup>-1</sup>CO<sub>2</sub> en 4<sup>ème</sup>  
7123 rotation. Le prix de revient d'une prime sur le bois passe de  $24 \pm 0.54$  à  $69.6 \pm 11$  €/m<sup>3</sup> de la 1<sup>ère</sup> à la  
7124 4<sup>ème</sup> rotation. Le prix de revient d'un paiement surfacique passe de  $563 \pm 27$  à  $520 \pm 33$  €/ha<sup>-1</sup>.

7125 Ces résultats masquent une grande hétérogénéité que la superficie de concession et la distance au  
7126 port peuvent en partie expliquer. Pour une faible réduction du prélèvement, le manque à gagner est en  
7127 moyenne  $15 \pm 9$  % plus élevé dans les concessions de 100 000 ha que dans les concessions de 400 000 ha  
7128 en 1<sup>ère</sup> rotation. En 4<sup>ème</sup> rotation, la situation s'inverse : la réduction de prélèvement conduit à une si-  
7129 tuation plus profitable pour les petites concessions ( $-50 \pm 50$  €/ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup>) tandis que les grandes conces-  
7130 sions continuent d'avoir un manque à gagner important ( $50.9 \pm 34$  €/ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup>). De manière semblable,  
7131 les concessions à 400 km des ports ont des manques à gagner  $26 \pm 10$  % plus élevés en 1<sup>ère</sup> rotation que  
7132 les concessions à 800 km des ports. En 4<sup>ème</sup> rotation, la réduction de prélèvement conduit à une situa-  
7133 tion plus profitable pour les concessions proches des ports ( $-26.3 \pm 58$  €/ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup>) tandis que celles  
7134 plus éloignées continuent d'avoir des manques à gagner ( $-26.3 \pm 58$  €/ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup>).

7135 Pour une forte réduction du prélèvement, des différences significatives apparaissent dès la deuxième  
7136 rotation selon la distance aux ports et la superficie. En 4<sup>ème</sup> rotation, les manques à gagner sont  
7137  $1.5 \pm 0.22$  fois plus élevés dans les grandes concessions que dans les petites concessions, et  $1.52 \pm 0.17$  fois  
7138 plus élevés dans les concessions proches des ports que dans celles plus éloignées.

7139 Dans le cas d'une faible réduction du prélèvement, la variabilité des résultats entre simulations est trop  
7140 important pour permettre d'effectuer des comparaisons sur les prix de revient de crédit carbone de si-  
7141 mulation à simulation. Dans l'ensemble cependant, en 4<sup>ème</sup> période de rotation, les prix de revient sont  
7142 plus élevés dans les concessions les plus petites ( $102 \pm 41$  €/t<sub>eq</sub><sup>-1</sup>CO<sub>2</sub> pour les concessions de 100 000 ha  
7143 contre  $42.6 \pm 17$  €/t<sub>eq</sub><sup>-1</sup>CO<sub>2</sub> pour celles de 400 000 ha) et les plus proches des ports ( $104 \pm 47$  €/t<sub>eq</sub><sup>-1</sup>CO<sub>2</sub>  
7144 pour les concessions à 400 km contre  $49.9 \pm 21$  €/t<sub>eq</sub><sup>-1</sup>CO<sub>2</sub> pour celles à 800 km). Pour les deux autres  
7145 options de financement, ni la superficie des concessions, ni leur distance aux ports n'influe sur les prix  
7146 de revient.

7147 Dans le cas d'une faible réduction du prélèvement, des différences significatives ne s'observent entre  
7148 petites et grandes concessions que sur le prix de revient de paiement surfacique en 3<sup>ème</sup> et 4<sup>ème</sup> rota-  
7149 tions : lors de ces rotations, le prix de revient est  $(3.91 \pm 1.3)$  fois plus élevés dans les petites concessions

que dans les grandes. Des différences significatives entre les concessions proches des ports et celles éloignées s'observent sur le prix de revient de crédit carbone à partir de la 2<sup>ème</sup> rotation (prix de revient  $4.09 \pm 1.2$  fois plus élevés dans les concessions proches des ports que dans celles plus éloignées), sur le prix de revient de la prime sur bois en 1<sup>ère</sup> ( $1.14 \pm 0.041$  fois plus élevé dans les concessions proches des ports) et en 3<sup>ème</sup> rotation ( $6.53 \pm 2.5$  fois plus élevé dans les concessions proches des ports); et sur le prix de revient de le paiement surfacique à partir de la 2<sup>ème</sup> rotation ( $1.61 \pm 0.16$  dans les concessions proches des ports).

Dans le cas d'une faible réduction du prélèvement, les différences de manques à gagner entre scénarios climatiques ne sont significatives qu'en 4<sup>ème</sup> rotation : ils sont alors  $9.6 \pm 50$  % plus faibles sous changement climatique (Rcp 4.5 et 8.5 confondus) que sans changement climatique. Les différences de prix de revient entre scénarios climatiques ne sont significatives ni pour l'option des crédits carbone, ni pour l'option des primes sur bois. En revanche, pour les paiements surfaciques, le prix de revient est  $1.6 \pm 0.6$  fois plus important avec les Rcp 4.5 et 8.5 que sans changement climatique.

Dans le cas d'une forte réduction du prélèvement, les différences de manque à gagner en fonction du scénario climatique ne sont également significatives qu'en 4<sup>ème</sup> rotation : ils sont alors  $41 \pm 20$  % plus élevés dans les scénarios avec changement climatique que dans les scénarios sans. Toutes rotations confondus, le prix de revient du crédit carbone est  $1.65 \pm 0.21$  fois plus élevé dans les projections avec changement climatique que dans les projections sans, tandis que celui de la prise sur bois est  $1.65 \pm 0.21$  fois plus élevé. Pour les paiements surfaciques, les différences entre scénarios climatiques ne sont significatives qu'en 4<sup>ème</sup> rotation ; le prix de rotation est alors  $1.69 \pm 0.22$  fois plus élevé dans les projections avec changement climatique que dans les projections sans.

## **V.B.2 L'enrichissement artificiel**

### **V.B.2.1 Structure, composition et dynamique des peuplements forestiers**

Les résultats sur la structure, la dynamique et la composition du peuplement forestier sont présentés dans le tableau V.2 page 231.

Un enrichissement artificiel, même très faible, à 10 plants par arbre abattu, entraîne une augmentation significative de la surface terrière du peuplement de  $0.23 \pm 0.1 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$  ( $+0.61 \pm 0.3$  %) et une diminution significative du recrutement  $0.11 \pm 0.07 \text{ ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$  ( $-1.4 \pm 0.8$  %).

Les effets sont bien plus forts et gagnent en significativité à fort enrichissement, avec une augmentation significative de la densité d'arbre ( $+22 \pm 4 \text{ ha}^{-1}$ ,  $+4.7 \pm 0.9$  %), de la surface terrière ( $+1.9 \pm 0.5 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$ ,  $+4.7 \pm 0.9$  %) et de la biomasse carbone ( $+12 \pm 5 \text{ t}_{\text{eq}}\text{CO}_2.\text{ha}^{-1}$ ,  $+2.6 \pm 1$  %). Sur le plan de la dynamique forestière, les effets significatifs pour tous les processus et vont dans le sens inverse de

l'impact de l'exploitation forestière, vu au chapitre précédent, avec une diminution de la croissance ( $9.1 \cdot 10^{-3} \pm 5 \cdot 10^{-3} \text{ cm.an}^{-1}$ ,  $2.4 \pm 2 \%$ ), de la mortalité ( $1.2 \cdot 10^{-3} \pm 2 \cdot 10^{-4}$ ,  $7.6 \pm 1 \%$ ) et du recrutement ( $0.77 \pm 0.2 \text{ ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ ,  $8.3 \pm 2 \%$ ).

L'impact de l'enrichissement sur la structure des guildes est très différent d'une guilde à l'autre. Sur les espèces P, un faible enrichissement conduit à une augmentation significative de la surface terrière ( $+0.086 \pm 0.02 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$ ,  $+1.4 \pm 0.3 \%$ ), du diamètre quadratique ( $+0.23 \pm 0.08 \text{ cm}$ ,  $+0.66 \pm 0.2 \%$ ) et de la biomasse carbone ( $+0.48 \pm 0.2 \text{ t}_{\text{eq}}\text{CO}_2.\text{ha}^{-1}$ ,  $+0.96 \pm 0.4 \%$ ) et entraîne une diminution significative de la mortalité ( $5.2 \cdot 10^{-4} \pm 3 \cdot 10^{-4}$ ,  $-1.4 \pm 0.7 \%$ ). L'enrichissement entraîne chez les espèces NPLD une augmentation significative de la densité d'arbre ( $+2.6 \pm 0.5 \text{ ha}^{-1}$ ,  $+1.4 \pm 0.3 \%$ ), de la surface terrière ( $+0.24 \pm 0.09 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$ ,  $+1.4 \pm 0.3 \%$ ), et de la biomasse carbone ( $+2.9 \pm 1 \text{ t}_{\text{eq}}\text{CO}_2.\text{ha}^{-1}$ ,  $+1.5 \pm 0.7 \%$ ). Chez les espèces SB, les effets significatifs sont une diminution de la densité d'arbre ( $-1.4 \pm 0.7 \text{ ha}^{-1}$ ,  $-0.44 \pm 0.2 \%$ ), de la croissance diamétrique ( $-3.3 \cdot 10^{-3} \pm 2 \cdot 10^{-3} \text{ cm.an}^{-1}$ ,  $-1.7 \pm 0.8 \%$ ) et du recrutement ( $-0.052 \pm 0.03 \text{ ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ ,  $-1.2 \pm 0.6 \%$ ).

À fort enrichissement, les effets sont plus significatifs et de plus grande ampleur. Les impacts sur la structure des guildes sont différents pour chaque guilde. Si, aussi bien pour les espèces P que pour les espèces NPLD, mais avec des ampleurs différentes, il y a une augmentation significative de la densité d'arbre ( $+8.7 \pm 2 \%$  pour les P,  $+24 \pm 4 \%$  pour les NPLD), de la surface terrière ( $+25 \pm 5 \%$  pour les P,  $+11 \pm 4 \%$  pour les NPLD) et de la biomasse carbone ( $+20 \pm 5 \%$  pour les P,  $+7.8 \pm 3 \%$  pour les NPLD), la réponse de ces guildes diverge sur le diamètre quadratique avec une augmentation significative pour les P ( $+6.8 \pm 2 \%$ ) et une diminution significative pour les NPLD ( $-5.2 \pm 0.9 \%$ ). Les espèces SB subissent au contraire une diminution généralisée des 4 indicateurs ( $-3.5 \pm 0.6 \%$  en densité d'arbre,  $-5.4 \pm 0.9 \%$  en surface terrière,  $-1.1 \pm 0.2 \%$  en diamètre quadratique et  $-5 \pm 0.8 \%$  en biomasse carbone). Sur le plan de la dynamique forestière, la croissance diminue significativement chez les NPLD ( $-2.3 \pm 2 \%$ ) et les SB ( $-14 \pm 3 \%$ ), mais n'a pas de variation significative pour les P. La mortalité diminue significativement dans les 3 guildes, mais avec des ampleurs différentes ( $-14 \pm 2 \%$  chez les P,  $-5.8 \pm 1 \%$  chez les NPLD et  $-3.7 \pm 0.7 \%$  chez les SB), tout comme le recrutement ( $-11 \pm 4 \%$  chez les P,  $-7.9 \pm 2 \%$  chez les NPLD et  $-6.4 \pm 2 \%$  chez les SB).

Aucun effet de la superficie sur l'impact de l'enrichissement n'a été mis en évidence dans le cas d'un faible enrichissement. En revanche, l'impact d'un fort enrichissement sur la structure forestière dépend de la superficie, à l'exception du diamètre quadratique. Les autres indicateurs de structure confondus, l'enrichissement a un impact  $1.7 \pm 0.4 \%$  plus élevé dans les petites concessions que dans les grandes concessions. En ce qui concerne la dynamique forestière, c'est l'effet inverse : tous indicateurs de dynamique confondus, l'impact de l'enrichissement est  $4.1 \pm 1 \%$  plus fort dans les grandes concessions que dans les petites. Que ce soit à faible ou fort enrichissement, aucun effet significatif de la distance n'a été

mis en évidence.

Le climat influe sur l'impact qu'a l'enrichissement sur la structure et la dynamique du peuplement forestier. L'effet d'un faible enrichissement sur la surface terrière, le diamètre quadratique et la biomasse carbone est  $1.3 \pm 0.2$  plus faible dans les projections avec changement climatique (Rcp 4.5 et 8.5 confondus) que dans les projections sans. En revanche, l'impact sur le recrutement est  $3.5 \pm 1$  % plus fort dans les projections avec changement climatique que dans les projections sans.

Dans le cas d'un fort enrichissement, les différences entre scénarios climatiques sont beaucoup plus fortes et significatives. L'impact de l'enrichissement sur la structure forestière (hors diamètre quadratique) est  $15 \pm 1$  % plus faible dans les projections avec changement climatique que dans les projections sans. À l'inverse, l'impact sur la dynamique forestière est plus fort dans les projections avec changement climatique que dans les projections sans, avec des fortes différences :  $+21 \pm 3$  % sur la croissance,  $+32 \pm 4$  % sur la mortalité et  $+76 \pm 10$  % sur le recrutement.

#### V.B.2.2 Caractéristiques d'exploitation

Les caractéristiques d'exploitation avec enrichissement artificiel sont présentées dans le tableau ??, page ??.

Par rapport aux simulations d'exploitation classique sous aménagement, l'enrichissement artificiel à hauteur de 1000 plants par arbre abattu conduit à des différences significatives du revenu d'exploitation jusqu'en 2<sup>ème</sup> rotation et du taux de marge sur toutes les rotations. L'intensité de coupe et le volume de production ne sont jamais significativement différents.

Jusqu'à la 3<sup>ème</sup> rotation, l'enrichissement entraîne une diminution du revenu d'exploitation, en moyenne de  $-17 \pm 7$  €.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup> avant que la tendance ne s'inverse en 4<sup>ème</sup> rotation avec une augmentation de  $10 \pm 20$  €.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup>. Le taux de marge nette est toujours inférieur à celui d'une exploitation conventionnelle sous aménagement, mais l'écart se réduit au cours du temps passant de  $-0.4 \pm 0.01$  à  $-0.25 \pm 0.09$  points de pourcentage de la 1<sup>ère</sup> à la 4<sup>ème</sup> rotation. Aucune différence significative n'est à observer sur l'intensité de coupe et le volume de rotation.

Dans le cas d'un fort enrichissement artificiel, à hauteur de 20000 plants par arbre abattu, les impacts sont de plus grande ampleur. Jusqu'à la 3<sup>ème</sup> rotation, l'enrichissement entraîne une diminution du revenu d'exploitation, en moyenne de  $-58 \pm 9$  €.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup> avant que la tendance ne s'inverse en 4<sup>ème</sup> rotation avec une forte augmentation de  $190 \pm 50$  €.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup>. En 4<sup>ème</sup> rotation, l'intensité de coupe est significativement plus élevée ( $+1.3 \pm 0.2$  ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup>) ainsi que le volume de production ( $+11 \pm 2$  m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup>). Le taux de marge nette est toujours inférieur à celui d'une exploitation conventionnelle sous aménagement, mais l'écart se réduit au cours du temps passant de  $-1.3 \pm 0.03$  à  $-0.41 \pm 0.3$  points de pourcentage de la 1<sup>ère</sup> à la 4<sup>ème</sup> rotation.

Si la surface de concession n'a aucun effet sur l'impact d'un faible enrichissement, la distance au port a un léger effet l'impact de l'enrichissement en 4<sup>ème</sup> rotation, d'une même ampleur sur les 4 caractéristiques étudiées : tous indicateurs confondus,  $14 \pm 4$  % plus fort dans les concessions proches des ports que dans celles plus éloignées.

À l'inverse, dans le cas d'un fort enrichissement, la distance de port n'a pas d'influence significative, au contraire de la superficie : l'impact de l'enrichissement sur l'intensité de coupe est  $56 \pm 20$  % plus fort dans les grandes concessions que dans les petites ; celui sur le volume de rotation  $42 \pm 20$  % plus fort ; le revenu d'exploitation  $70 \pm 20$  % et le taux de marge nette  $24 \pm 10$  %.

Le changement climatique influe sur l'impact qu'a un faible enrichissement sur les caractéristiques de l'exploitation forestière. Des différences significatives peuvent être observées dans les projections en 4<sup>ème</sup> rotation en fonction des scénarios climatiques. L'impact d'un faible enrichissement sur l'intensité de coupe, le volume de rotation et la revenu d'exploitation est en moyenne  $18 \pm 6$  % plus fort dans les projections avec changement climatique (RCP 4.5 et 8.5 confondus) que dans les projections sans. Dans le cas d'un fort enrichissement, des différences significatives s'observent, notamment en 3<sup>ème</sup> rotation où l'impact sur l'intensité de coupe, le volume de rotation et la revenu d'exploitation est en moyenne  $41 \pm 7$  % plus fort dans les projections avec changement climatique (Rcp 4.5 et 8.5 confondus) que dans les projections sans, mais aucune différence significative ne peut être observée en 4<sup>ème</sup> rotation.

### V.B.2.3 Prix de revient de différentes options de financement

Les résultats sur les prix de revient du crédit carbone, de la prime sur bois et du paiement surfacique pour les enrichissements artificiels sont présentés dans le tableau V.8 page 250.

Par rapport à une exploitation classique sous aménagement, et dans des conditions sans changement climatique, un enrichissement volontaire de 10 plants par arbre abattu entraîne en 1<sup>ère</sup> rotation un manque à gagner de  $17.3 \pm 1.1$  €.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup> (en moyenne  $3.1 \pm 0.2$  % du résultat d'exploitation en comparant les simulations une à une). Ce manque à gagner se maintient jusqu'à la 3<sup>ème</sup> rotation avec une valeur toujours élevée de  $14 \pm 20$  €.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup> (soit  $-2.7 \pm 6$  %) avant de s'inverser en 4<sup>ème</sup> rotation. L'exploitation est alors plus profitable, avec un gain de  $9.7 \pm 20$  €.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup> ( $3.4 \pm 5$  % du résultat d'exploitation), avec toutefois une grande variabilité entre projections.

À un taux d'actualisation de 10 %, le prix de revient du crédit carbone permettant de compenser ce coût est initialement très élevé et s'établit, en 1<sup>ère</sup> rotation, à  $259 \pm 57$  €.t<sub>eq</sub><sup>-1</sup>CO<sub>2</sub>. Mais, pour les simulations dont le gain carbone reste positif, ce coût de revient diminue fortement au cours du temps pour atteindre  $39.3 \pm 17$  €.t<sub>eq</sub><sup>-1</sup>CO<sub>2</sub> en 4<sup>ème</sup> rotation. Le prix de revient d'une prime sur le bois est très faible et diminue encore au cours du temps, passant de  $260 \pm 60$  à  $39 \pm 20$  €.m<sup>-3</sup> de la 1<sup>ère</sup> à la 4<sup>ème</sup> rotation. Le prix de revient d'une paiement surfacique passe de  $17.3 \pm 1.1$  à  $-9.15 \pm 20$  €.ha<sup>-1</sup>.



Pour un enrichissement plus fort, à 200 plants par arbre abattu, les manques à gagner initiaux sont plus élevés ( $60.3 \pm 4.7 \text{ €} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$  en 1<sup>ère</sup> rotation,  $10 \pm 0.6 \%$  du revenu d'exploitation) mais le gain en 4<sup>ème</sup> rotation l'est également ( $162 \pm 49 \text{ €} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ ,  $68 \pm 30 \%$  du résultat d'exploitation).

Le prix de revient du crédit carbone permettant de compenser le manque à gagner d'un fort enrichissement a un profil similaire à celui pour un faible enrichissement. En en 1<sup>ère</sup> rotation, le prix de revient s'établit à  $264 \pm 38 \text{ €} \cdot \text{t}_{\text{eq}}^{-1} \text{CO}_2$ . Pour les simulations continuant à avoir un gain carbone, le prix de revient devient négatif en 4<sup>ème</sup> rotation ( $-3.26 \pm 11 \text{ €} \cdot \text{t}_{\text{eq}}^{-1} \text{CO}_2$ ), signifiant un double bénéfice au niveau de la séquestration du carbone et de la rentabilité de l'exploitation forestière. Le prix de revient d'une prime sur le bois passe de  $264 \pm 38$  à  $-3.26 \pm 11 \text{ €} \cdot \text{m}^{-3}$  de la 1<sup>ère</sup> à la 4<sup>ème</sup> rotation. Le prix de revient d'un paiement surfacique passe de  $60.3 \pm 4.7$  à  $-144 \pm 45 \text{ €} \cdot \text{ha}^{-1}$ .

Le manque à gagner et les prix de de revient sont influencés par la distance au port des concessions et par leur superficie. Pour un faible enrichissement, le manque à gagner est en moyenne  $52 \pm 20 \%$  plus élevé dans les concessions de 100 000 ha que dans les concessions de 400 000 ha en 1<sup>ère</sup> rotation. Dans les rotations ultérieures, il n'y a plus de différence significative. Aucun effet significatif de la distance au port n'est pas observable pour un faible enrichissement.

Pour un fort enrichissement, aucun effet significatif associé à la superficie n'est observable. Par contre, la distance au port entraîne des différences en 4<sup>ème</sup> rotation, les gains étant en moyenne  $-52.1 \pm 42$  fois plus élevés dans les concessions proches des ports que dans celles plus éloignées.

Dans le cas d'un faible enrichissement, aucune effet significatif de la superficie n'est observable sur le prix de revient du crédit carbone. En revanche, sur le prix de revient de la prime sur bois et du paiement surfacique, en 1<sup>ère</sup> rotation, les prix de revient sont respectivement  $57 \%$  et  $52.3 \pm 18 \%$  plus élevés dans les petites concessions que dans les grandes concessions. Aucun effet significatif de la distance sur le prix de revient du crédit carbone n'est observable. En revanche, en 1<sup>ère</sup> rotation, le prix de revient de la prime sur bois est  $\%$  plus élevé dans les concessions éloignées des ports que dans celles qui en sont plus proches. En 4<sup>ème</sup> rotation, le prix de revient du paiement surfacique est  $63.4 \pm 94 \%$  plus élevé dans les concessions éloignées que dans les concession proches des ports.

Dans le cas d'un fort enrichissement, les seuls effets significatifs notables sont ceux de la distance et de la superficie sur le prix de revient de la prime sur bois en 1<sup>ère</sup> rotation. Le prix de revient est  $-14.8 \pm 16 \%$  plus élevé dans les petites concessions que dans les grandes concessions et  $-56.6 \pm 25 \%$  plus élevé dans les concessions éloignées que dans les concession proches des ports.

Que ce soit pour un faible ou un fort enrichissement, aucune différence significative n'a été observé sur les manques à gagner entre scénarios climatiques. Pour un faible enrichissement, une différence significative est observée en 2<sup>ème</sup> rotation pour les 3 options de financement : par rapport aux projections sans changement climatique, les prix de revient sous changement climatique sont  $65 \pm 8 \%$  plus

7316 faibles pour les crédits carbone et  $65 \pm 8$  % plus faibles pour les primes sur bois mais sont en revanche,  
7317  $18 \pm 8$  % plus élevés pour les paiements surfaciques.

7318

7319 Avec un fort enrichissement, le prix de revient du crédit carbone en 1<sup>ère</sup> est  $45 \pm 4$  % plus faible dans  
7320 les projections avec changement climatique que dans les projections sans. En 4<sup>ème</sup> rotation, le prix de  
7321 revient de la prime sur bois et du paiement surfacique sont respectivement  $0.257 \pm 0.42$  fois et  $1.46 \pm$   
7322  $0.97$  fois plus élevés dans les projections avec changement climatique que dans les projections sans.

## 7323 **Chapitre VI**

## 7324 **Conclusion générale**

L'enjeu de la lutte contre le changement climatique pour les forêts tropicales humides est longtemps resté un enjeu d'atténuation, marqué par la priorité de lutter contre la déforestation. En Afrique centrale, où les taux de déforestation sont encore très faibles, une des principales sources d'émission provient de l'exploitation forestière et relève d'une logique plus de dégradation forestière que de déforestation. La lutte contre la dégradation, notamment par l'amélioration des pratiques d'exploitation, amène à considérer des aspects plus qualitatifs de l'état des forêts tropicales, portant sur leur biodiversité, la santé des peuplements forestiers, leur aptitude à délivrer des services écosystémiques ou leur résilience face aux perturbations. La compréhension accrue des vulnérabilités et des impacts du changement climatique sur l'état des écosystèmes forestiers, ainsi que les conséquences socio-économiques engendrées sur les filières en dépendant, a conduit à faire de l'adaptation un enjeu de plus en plus fort de la gestion des forêts tropicales. Le traitement de cet enjeu dans l'exploitation forestière passe par la même logique que celle qui prévaut pour lutter contre la dégradation, à savoir un ensemble de pratiques regroupées sous le concept de gestion durable des forêts. Face au changement climatique, les États et les acteurs non étatiques, dont le secteur privé, ont conduit, en Afrique centrale, à un renforcement de la promotion de la gestion durable des forêts (GDF). Cela s'est notamment traduit par un effort accru d'aménagement des concessions forestières, censée être une réponse efficace pour couvrir à la fois les enjeux d'atténuation et d'adaptation de la filière forêt-bois.

Du fait de la forte sélectivité des récoltes, le modèle économique de l'exploitation dépend étroitement de la dynamique forestière. Les plans d'aménagement permettent en théorie d'articuler l'outil industriel des exploitants aux ressources forestières présentes et à venir, et ainsi de concilier les aspects économiques et environnementaux d'une exploitation censée être durable. Dans les projections effectuées pour paramétrer les règles d'exploitation, les plans d'aménagement supposent que la dynamique forestière reste inchangée, en dehors de la prise en compte directe des prélèvements et des dégâts d'exploitation. En particulier, les plans font l'hypothèse implicite que les conditions climatiques restent inchangées ou tout du moins n'ont pas d'impact majeur sur la dynamique des espèces commerciales.

Dans ce travail, nous avons développé une approche de modélisation couplant dynamique forestière, climat et exploitation forestière pour projeter l'impact du changement climatique sur le fonctionnement des peuplements forestiers et sur l'exploitation forestière dans le cadre d'une concession aménagée. Face aux impacts projetés, nous avons également estimé l'efficacité de différentes pratiques de gestion alternatives, résultant de la combinaison d'une réduction du prélèvement et d'un enrichissement artificiel. Enfin, nous avons étudié la faisabilité de différents instruments incitatifs basés sur les crédits carbone, les primes sur bois et les paiements surfaciques, qui pourraient être déployés pour compenser le manque à gagner des exploitants associé à ces changements de pratique.

Projeter les impacts du changement climatique sur la dynamique d'une forêt tropicale exploitée est un exercice délicat aux regards i) du grand nombre d'espèces d'arbres et de la diversité de leurs réponses au climat, ii) de l'incertitude et de la variabilité des projections climatiques, iii) des interactions s'établissant entre la dynamique forestière et les choix d'exploitation et iv) de la diversité des concessions forestières existantes en Afrique centrale. Face à ces difficultés, nous avons développé un modèle bioéconomique de forêt tropicale exploitée sous aménagement dans un contexte de changement climatique et l'avons appliqué au cas des peuplements forestiers de M'Baïki, en République Centrafricaine (RCA). À la base de ce travail, et en réponse à la première de ces difficultés, nous avons développé une nouvelle méthodologie de modèle de dynamique forestière, les mélanges de modèles matriciels non-homogènes (MIMM, *mixtures of inhomogeneous matrix models*), pour simultanément constituer des groupes d'espèces sur la base de leurs processus dynamiques et de sélectionner au niveau de chaque groupe les variables environnementales et climatiques les plus explicatives.

Pour répondre à la deuxième difficulté, notre travail s'est basé sur 3 scénarios de changement climatique – un scénario sans changement, et deux Trajectoires représentatives d'émission (RCP, *Representative Concentration Pathways*), les RCP 4.5 et 8.5 – et 10 différents modèles de circulation générale (GCM, *general circulation models*).

Concernant la troisième difficulté, nous avons ajouté une couche économique permettant de déterminer, à chaque rotation, les règles d'aménagement et les décisions d'investissements compte-tenu des ressources forestières escomptées ; et pour chaque année, les choix d'exploitation et de transformation, compte-tenu de l'aménagement décidé en début de rotation et des ressources forestières de l'assiette annuelle de coupe (AAC) exploitée.

Enfin, pour répondre à la quatrième difficulté, l'ensemble de ces simulations a été dupliqué sur 4 types de concessions forestières, avec des valeurs contrastées de superficie et de distance au port.

## **VI.1 La durabilité des forêts aménagées d'Afrique centrale face au changement climatique**

### **VI.1.1 La forte sensibilité des forêts tropicales au changement climatique est un facteur de vulnérabilité justifiant de concevoir des stratégies d'adaptation**

Nos travaux montrent que les forêts tropicales d'Afrique centrale sont sensibles au changement climatique. Nos projections sous RCP 4.5 et 8.5 montrent une accélération généralisée de la dynamique forestière, avec une augmentation de la croissance, de la mortalité et du recrutement. Ceci conduit à une modification de la structure forestière, marquée par un effet d'éclaircie naturelle : les peuplements contiennent moins d'arbres, mais ces arbres ont une biomasse plus importante. Du fait que les

modifications de la dynamique forestière ne sont pas les mêmes d'un groupe d'espèces à l'autre, les peuplements forestiers connaissent également un changement de composition aux dépens des espèces tolérantes à l'ombrage (SB, *shade-bearers*) et en faveur des espèces pionnières (P, *pioneers*). Les effets sont moins francs sur les espèces héliophiles non-pionnières (NPLD, *non-pioneer light-demanders*).

L'impact de l'exploitation forestière se cumule à celui du changement climatique sur les forêts, aggravant la diminution de la densité d'arbres, et réduisant également la surface terrière et la biomasse carbone. Tout comme le climat, l'exploitation entraîne elle-aussi une accélération généralisée de la dynamique forestière, et un changement de composition en faveur des espèces pionnières. Même si la réduction du prélèvement permet dans une certaine mesure de limiter l'impact de l'exploitation sur la composition du peuplement forestier, et que l'enrichissement artificiel permet de compenser les altérations sur la structure et la dynamique forestière, l'efficacité de ces options de gestion forestière améliorée (IFM, *Improved Forest Management*) reste limitée et ne permet pas de contrer tous les impacts de l'exploitation forestière sur le peuplement.

Ces résultats sont cohérents avec un ensemble croissant de résultats confirmant que face au changement climatique et à d'autres perturbations, les écosystèmes forestiers tropicaux connaissent une reconfiguration majeure (Malhi *et al.* 2014a). Parmi les transformations associées à cette dernière, se trouvent effectivement l'amplification de la croissance des arbres et l'accélération de la dynamique forestière (Lewis *et al.* 2009, Anderson Teixeira *et al.* 2013) et un changement de composition floristique en faveur des espèces d'arbres à croissance rapide (Phillips *et al.* 2002) ou tolérantes à la sécheresse (Fauset *et al.* 2012).

Ces transformations peuvent être analysées comme une fragilisation des forêts tropicales humides, faisant ainsi écho aux inquiétudes internationales sur la santé des forêts face au changement climatique (Trumbore *et al.* 2015). La réduction du nombre d'arbres, ainsi que le changement de composition floristique en fonction des espèces P, sont des transformations souvent associées à une augmentation du risque de feu (Cochrane 1999; 2003), conduisant à des états de végétation alternatifs (Pellegrini *et al.* 2016, Dwomoh et Wimberly 2017). Concernant le stock de carbone, celui s'accroît, mais est plus vulnérable, reposant sur un moindre nombre d'arbres soumis, qui plus est, à un *turnover* accru.

L'importance des modifications causées par le changement climatique sur les forêts non exploitées appellent à concevoir des stratégies d'adaptation allant au-delà des stratégies de conservation et protection. L'adaptation des forêts non exploitées pourrait être facilitée par la constitution de corridors écologiques reliant différents paysages forestiers intacts et être accompagnée par des actions ciblées de prévention des feux de forêt, de migration assistée ou de restauration écologique (Chazdon et Guar-

guata 2016). Plusieurs stratégies de restauration ont récemment été mises en avant, allant de la régénération naturelle (Uriarte et Chazdon 2016) à la reforestation intentionnelle (Brancalion et Chazdon 2017) ou au retrait sélectif d'espèces pionnières (Swinfield *et al.* 2016).

Nos simulations montrent une vulnérabilité accrue des forêts exploitées au changement climatique : les impacts des deux perturbations, loin de se compenser, sont cumulatifs entraînant un basculement accru de la composition floristique en faveur des espèces pionnières, et une modification encore plus marquée de la structure du peuplement forestier. Ces résultats font écho aux thèses de Zimmerman et Kormos (2012), pour qui l'exploitation forestière conduit à vulnérabiliser les espaces forestiers tropicaux, entraînent un cycle de dégradation croissant. Ces résultats confirment l'importance particulière à accorder à l'adaptation au changement climatique dans la gestion des forêts déjà modifiées par l'homme (Guariguata *et al.* 2008, Berenguer *et al.* 2014). Pour les forêts exploitées, nos résultats confirment que des options de gestion forestière améliorée permettent de pallier en partie l'impact cumulé du changement climatique et de l'exploitation forestière (Innes *et al.* 2009, Keenan 2015).

Nos travaux mettent notamment en avant l'utilité de combiner une réduction volontaire du prélèvement à un enrichissement artificiel des forêts. L'efficacité de ces options reste cependant limitée et incertaine, notamment en ce qui concerne la reconstitution de la composition floristique, et ne se fait véritablement ressentir qu'à long terme, à l'échelle de 3 ou 4 rotations.

D'autres mesures d'adaptation pourraient être envisagées, que ce soit par des considérations sur la génétique forestière tropicale (Finkeldey et Hattermer 2007) notamment en passant à une gestion à l'échelle des paysages. Ce changement d'échelle permettrait une réflexion sur la manière de prendre en compte les enjeux de fragmentation forestière (Laurance 2004, Kettle et Koh 2014) et de gestion des réseaux de routes forestières (Kleinschroth 2016).

## **VI.1.2 Face au changement climatique, le modèle d'aménagement-concession doit être renouvelé**

Dans la modélisation de l'aménagement et de l'exploitation forestière, notre modèle intègre les interactions s'établissant entre les choix économiques des exploitants et les caractéristiques des peuplements forestiers. Cela permet d'étudier l'écologie du peuplement forestier et l'économie de l'entreprise forestière au cours du temps, soit deux des dimensions de la durabilité de l'aménagement forestier. À caractéristiques industrielles et économiques inchangées, notamment en terme de prix, nos résultats montrent que le modèle d'aménagement-concession promu en Afrique centrale ne permet pas d'assurer la pérennité de l'exploitation forestière, qui, lorsqu'elle peut se maintenir, voit sa rentabilité diminuer de rotation en rotation.

Des différentes combinaisons d'options IFM considérées, seules celles impliquant un fort enrichissement artificiel des forêts en l'absence ou avec une faible réduction du prélèvement permettent d'inverser ce constat, et encore, uniquement à partir de la 4<sup>ème</sup> rotation. L'effet d'éclaircie naturel que le changement climatique induit sur le peuplement forestier conduit à une situation en apparence paradoxale : lorsque l'exploitation forestière peut se maintenir, le bilan économique de l'entreprise s'améliore alors même que le peuplement forestier voit son état écologique empirer. Ce paradoxe peut être levé en rappelant la grande sélectivité de l'exploitation forestière : le gain de croissance sur quelques arbres commerciaux à l'hectare suffit à augmenter la rentabilité de l'exploitation, quand bien même la mortalité au niveau du peuplement général peut être considérablement accrue.

Le modèle de l'aménagement-concession repose sur l'idée que le bonus de forêt primaire puisse, en première rotation, couvrir les frais d'équipement liés à l'équipement de la forêt, notamment la construction des routes, de manière à ce que dans les rotations ultérieures, une exploitation stationnaire soit pérennisée où seule serait récoltée la quantité de bois produit sur une rotation, un moindre volume, donc, mais avec également de moindres coûts d'exploitation (Fargeot *et al.* 2004). Nos résultats contestent cette vision : l'exploitation forestière, après la première rotation, reste basée sur la valorisation du reliquat de bonus qui n'a pas encore été récolté dans les rotations précédentes. En l'absence de changement climatique, les arbres récoltés ont, rotation après rotation, une moindre valeur soit du fait que les espèces de transition prennent le pas sur les espèces principales, soit que le diamètre des arbres récoltés diminue. Il en va autrement dans les cas avec changement climatique, où le gain de croissance induit permet au contraire d'améliorer la valeur des arbres récoltés.

La principale explication au contraste existant entre la théorie de l'aménagement-concession et ces projections réside dans le fait que tous les arbres rentables ne sont pas tous immédiatement récoltés. C'est une conséquence directe du fait que les choix d'équipement de l'exploitant reflètent un objectif de maximiser le retour sur investissement, et non l'objectif de maximiser le profit. Ce dernier supposerait une intensité de coupe accrue et un investissement bien plus lourd et irréaliste. Le choix de limiter l'investissement à long-terme doit être mis en rapport avec les difficultés économiques régulièrement évoquées en Afrique centrale, telles que le manque d'infrastructures, le mauvais climat des affaires et l'instabilité politique (Megevand 2013). Au secteur forestier, un autre élément contraignant la rentabilité provient de l'obligation légale d'un taux élevé de transformation, alors même que le manque d'investissement, entre autres facteurs, conduit à un faible taux de rendement-matière.

Nos résultats soulignent également d'autres difficultés de l'aménagement-concession en lien avec les interactions entre l'État propriétaire et l'entreprise concessionnaire. Le fait que le changement climatique ait un impact négatif sur le peuplement forestier mais positif sur l'économie de l'entreprise, traduit



une exacerbation de la tension entre la dimension environnementale et la dimension économique de la gestion durable des forêts. Si l'on considère que le bon état écologique des forêts relève de l'intérêt général, alors face au changement climatique, l'aménagement perd sa fonction d'articulation des intérêts privés et des intérêts publics associés à l'exploitation forestière. De même, l'aménagement n'offre pas un cadre satisfaisant dans la réponse qui pourrait être apportée pour améliorer la gestion. Nous avons vu que des différentes options IFM considérées, les plus efficaces sont celles associant une faible réduction du prélèvement et un fort enrichissement des forêts. Cette combinaison est également la seule à améliorer la rentabilité à long terme de l'exploitation, mais cet effet ne s'observe qu'à la 4<sup>ème</sup> rotation. Le décalage temporel, entre l'investissement consenti et son bénéfice, soulève un problème quant au droit de propriété sur les arbres plantés, une entreprise n'ayant la garantie d'une concession et n'effectuant son aménagement que sur une seule rotation.

Sur le plan technique, l'adaptation au changement climatique implique une profonde mutation de la gestion durable des forêts tropicales qui doit passer d'une régulation basée sur la reconstitution de quelques espèces commerciales relativement bien connues dans un avenir supposé constant, à un pilotage plus intégral de la dynamique des peuplements dans un avenir devenu hautement incertain. Plus généralement, avec le changement climatique, c'est le concept même de durabilité qui doit passer de la logique de continuité d'une gestion de long-terme visant à assurer l'équité intergénérationnelle, à la logique de flexibilité pour une gestion dont l'objectif principal devient d'assurer la résilience à long-terme des écosystèmes face au plus grand nombre de risques possibles (Hahn et Knoke 2010). Sur le plan institutionnel, le modèle d'aménagement-concession n'offre pas un cadre satisfaisant de conciliation des intérêts publics et privés, et cette situation se retrouve aggravée tant par l'impact du changement climatique lui-même, que par la stratégie de gestion qui peut lui être opposée. L'adaptation au changement climatique prend ici une nouvelle dimension, celle de l'adaptation des institutions de gestion.

## **VI.2 Des axes de recherche à poursuivre pour améliorer les projections de changement climatique sur les forêts tropicales**

Notre étude de la durabilité des forêts tropicales exploitées s'est concentrée sur l'impact du changement climatique sur l'écologie du peuplement et l'économie de l'entreprise, dans le cas de concessions aménagées. Nous avons pour cela déployé un modèle bioéconomique constitué du couplage d'un modèle de dynamique forestière intégrant des variables climatiques et d'un modèle d'entreprise forestière, intégrant les choix d'aménagement et d'exploitation des concessionnaires forestiers.

Pour poursuivre et perfectionner la compréhension de l'impact du changement climatique sur la durabilité des forêts tropicales, trois pistes de développement, au moins, peuvent être envisagées à partir

des travaux effectués. Premièrement, l'amélioration pourrait porter sur la modélisation de certains processus sur lesquels se base le modèle déployé. Pour la partie biophysique, il s'agirait par exemple du recrutement et de l'intégration de la concentration atmosphérique en CO<sub>2</sub> dans les variables explicatives. Pour la partie économique, l'accent pourrait être mis sur les théories du changement, qui pourraient servir à encadrer l'évolution au cours du temps des caractéristiques économiques et industrielles en fonction, notamment, de scénarios macroéconomiques contrastés. Deuxièmement, c'est au niveau du traitement des incertitudes que des améliorations pourraient être envisagées pour conforter la validité et la robustesse des résultats mis en avant. Plusieurs stratégies peuvent être mises en avant dans cette perspective, allant de l'analyse de sensibilité, à la prise en compte d'autres jeux de données climatiques, forestiers ou économiques. Troisièmement, l'étude gagnerait à considérer d'autres dimensions de la durabilité des concessions forestières, notamment les enjeux sociaux, ou encore la place de l'aménagement forestier face aux autres usages des terres forestières.

Ces pistes de développement soulignent et recoupent les principaux défis restant à mener en termes de recherche pour mieux comprendre et projeter les futurs possibles des forêts tropicales. L'élaboration de cadres de modélisation interdisciplinaires doit se poursuivre afin de mieux prendre en compte les interactions mêlant les processus biophysiques et socio-économiques. Ces cadres de modélisation renforcés nécessitent plusieurs prérequis, parmi lesquels les plus cruciaux sont les réseaux de suivi à long-terme. Ces derniers sont une nécessité de plus en plus forte compte-tenu de l'horizon temporel impliqué par les cycles forestiers et par le changement climatique, et du besoin de réactualiser régulièrement les projections effectuées. Enfin, l'amélioration des outils de modélisation et de suivi doit également s'accompagner d'un renforcement de la connaissance des filières forêt-bois, tant sur la partie amont, avec par exemple, une meilleure compréhension des différents itinéraires sylvicoles pouvant être mis en œuvre, que sur la partie aval, avec par exemple, l'amélioration des processus de transformation et de commercialisation des produits bois.

### **VI.2.1 L'amélioration des projections passe par le perfectionnement de la modélisation des processus, la gestion des incertitudes et l'étude d'autres dimensions de la durabilité**

Que ce soit en écologie, ou plus généralement dans les sciences de l'environnement, les modèles visent à la fois à améliorer la compréhension des processus écologiques et à fournir des projections robustes et vérifiables. Pour ce faire, les modèles reposent sur plusieurs principes (Grimm et Berger 2016) : le principe d'émergence, qui permet l'apparition de processus complexes à partir d'un nombre limité de processus plus simples ; le réalisme structurel, c'est-à-dire la capacité à refléter l'organisation interne d'un système et la capacité de projection, soit la justesse des sorties du modèle dans de nouvelles si-

tuations non couvertes par les données disponibles. Dans notre cas, ce raisonnement se retrouve tant dans la modélisation du comportement du peuplement forestier, que dans la modélisation du fonctionnement des concessions forestières aménagées. Concernant le peuplement forestier, à partir d'une sélection des espèces basée sur les processus dynamiques de croissance, de mortalité et de recrutement, nos résultats mettent en avant plusieurs propriétés émergentes, tels que des changements de structure, de dynamique et de composition au niveau du peuplement sous l'influence du changement climatique et/ou de l'exploitation forestière. Comme le souligne Picard (2007), l'agrégation permet d'explicitier la relation entre les processus démographiques, à l'échelle individuelle, et les propriétés structurelles observées à l'échelle du peuplement forestier. Concernant le fonctionnement de la concession forestière aménagée, à partir des choix d'aménagement, des choix de récolte et des choix de transformation, nos résultats mettent en avant une dynamique de l'exploitation au cours du temps, une dynamique soumise à l'influence du changement climatique et sur laquelle il est possible de concevoir des pratiques alternatives. Que ce soit sur le comportement du peuplement forestier, ou sur celui de l'entreprise forestière, il y a là deux processus clefs dont l'amélioration de la modélisation permettrait de renforcer la qualité des projections effectuées sous changement climatique.

La principale amélioration à envisager sur la modélisation du comportement du peuplement forestier porte sur l'intégration d'éléments écophysologiques. Cela pourrait s'effectuer par une stratégie semblable à celle qui a été appliquée au simulateur forestier modèle de mélange forestier basé sur les individus (FORMIND, *forest mixture individual-based*), un modèle de trouée basé à la fois sur les individus et sur les processus. Ce simulateur intègre différents processus physiologiques au niveau de l'arbre, tels que la photosynthèse, la respiration, la croissance des arbres, la mortalité, la régénération et la compétition (Fischer *et al.* 2016), autant de réactions métaboliques qui prennent une importance singulière dans le cadre de l'étude du changement climatique (Hartmann et Trumbore 2016). De la compréhension des réponses individuelles aux modifications de variables climatiques, notamment aux événements extrêmes, dépend la validité des projections au niveau des communautés et des écosystèmes (Felton et Smith 2017). L'inclusion de considérations écophysologiques dans les processus forestiers permettrait ainsi d'améliorer le réalisme de la dynamique des graines, pousses et jeunes arbres, ce qui permettrait ainsi d'améliorer les projections de recrutement ou la simulation des effets de pratiques sylvicoles telles que l'enrichissement artificiel des trouées. Réciproquement, l'amélioration de la compréhension écophysologique au niveau de la végétation permet de mieux modéliser les stress climatiques directs, tels que l'effet de l'augmentation de la concentration atmosphérique en CO<sub>2</sub>, ou induits, et notamment les feux de forêts (Williams et Abatzoglou 2016).

Du côté du modèle d'entreprise forestière, la principale amélioration à apporter serait de relâcher la stationnarité des caractéristiques industrielles et économiques. La rentabilité future de l'exploita-

tion forestière dépend fortement des progrès techniques et des changements des demandes de marché qui permettraient d'améliorer la valeur des arbres commerciaux. Plus généralement, ces réflexions amènent à considérer les théories du changement pouvant être sollicitées. Dans cette perspective, un développement majeur serait d'endogénéiser les différents paramètres économiques et industriels et de les articuler à un cadre macroéconomique. La prise en compte du changement climatique pourrait alors s'effectuer d'une manière à semblable à ce qui est fait dans le modèle de dynamique forestière avec les Rcp. Plus précisément, il s'agirait de pouvoir intégrer dans le modèle les différentes Trajectoires socio-économiques partagées (Ssp, *Shared Socioeconomic Pathways*), 5 scénarios décrivant différents futurs mondiaux pour refléter les différents enjeux socio-économiques associés à l'atténuation et à l'adaptation au changement climatique (O'Neill *et al.* 2014). Ces scénarios sont basés sur des hypothèses politiques partagées, correspondant aux principales caractéristiques clefs des politiques climatiques, et offrent un panorama varié en terme de coopération internationale, de calendrier et de participation sectorielle (Kriegler *et al.* 2012; 2014). En particulier, à chaque Ssp, correspond une interprétation pour le secteur des terres, avec différentes options concernant la réglementation sur les changements d'usage des terres, la croissance de la productivité des terres, l'impact de la consommation alimentaire mondiale, le commerce international, la mondialisation et les politiques d'atténuation basées sur le secteur des terres (Popp *et al.* 2017). De la même manière que nous avons utilisé des variables climatiques pour expliquer les processus de dynamique forestière, ces différentes variables pourraient être reliées aux paramètres économiques et industriels utilisés dans le modèle d'exploitation forestière, notamment le prix des bois, les coûts de transformation, voire les taux de transformation et les rendements matière. L'intégration de différents scénarios macroéconomiques permettrait de simuler l'évolution des entreprises forestières au cours du temps, y compris l'évolution des espèces exploitées et des marchés visés, et ainsi de perfectionner l'étude de l'impact du changement climatique sur les forêts tropicales exploitées.

## VI.2.2 Une utilité motivée et conditionnée par la gestion des incertitudes

La méthodologie proposée pour décrire et projeter le fonctionnement d'une forêt tropicale exploitée sous aménagement face au changement climatique, mobilise et fait interagir différents modèles et sources de données climatiques, forestières ou économiques. De tels couplages, intégrant des processus relevant de disciplines différentes, donne des résultats complexes, difficiles à interpréter du fait notamment de la propagation des incertitudes. L'incertitude est une thématique clef de la gestion forestière (Messier *et al.* 2016), et plusieurs voies d'amélioration peuvent être envisagées pour mieux les prendre en compte et ainsi perfectionner les projections.

La question de l'incertitude dans les estimations de grandeurs forestières est l'objet d'une riche littérature, se concentrant notamment sur l'incertitude associée à l'estimation de la biomasse. Le choix

des équations allométriques est connu pour être la principale source d'erreur dans les estimations de biomasse (Sileshi 2014), notamment pour les forêts d'Afrique centrale (Picard *et al.* 2015). Cette incertitude est la résultante de la propagation de nombreuses sources intermédiaires d'incertitudes pouvant être associées à d'autres variables liées aux arbres telles que leur masse ou la densité de leur bois (Molto *et al.* 2013).

Une autre incertitude de la partie forestière du modèle porte sur la manière de constituer les groupes d'espèces et de déterminer leur dynamique. La méthode d'agrégation proposée dans les MIMM pour constituer les groupes d'espèces en fonction des caractéristiques démographiques peut être vue comme une manière de gérer l'incertitude associée aux données forestières et aux processus sous-jacents de dynamique forestière. Mais même là, les niveaux d'incertitude sont hétérogènes d'un processus à l'autre, du fait notamment d'un plus ou moins grands nombres d'événements liés à chaque processus dans le jeu de données. Les événements de croissance sont bien plus nombreux que les événements de recrutement et de mortalité, de sorte que la mortalité et le recrutement sont au final, plus incertains que la croissance. Une amélioration permettant de réduire l'incertitude du modèle de dynamique forestière serait d'adopter un modèle statistique hiérarchique, qui permettrait de paramétrer les trois processus dynamiques de manière simultanée.

La projection du climat mondial sur plusieurs décennies est l'un des problèmes les plus complexes qui soit. Malgré l'amélioration des puissances de calcul et de simulation, le renforcement de la compréhension des systèmes climatiques a entraîné une telle augmentation de la complexité des GCM que le niveau total d'incertitudes associé aux projections climatiques ne diminue que lentement (Knutti et Sedláček 2013, Qian *et al.* 2016). Trois sources d'incertitudes sont généralement distinguées (Hawkins et Sutton 2009) : la variabilité interne des systèmes climatiques, les incertitudes associées aux modèles et les incertitudes associées aux scénarios. Dans notre méthodologie, nous avons surtout considéré les incertitudes associées aux modèles, en utilisant un ensemble de 10 GCM différents. Cette approche est également un premier pas pour écarter un biais récurrent des études économiques sur l'impact climatique. En effet, dans ce genre d'études, la prise en compte de la variabilité climatique se limite à l'emploi d'un nombre très restreint de modèles climatiques. Or, en ne prenant pas en compte l'ensemble de la variabilité climatique future, les résultats semblent bien plus précis qu'ils ne sont en réalité, limitant leur crédibilité (Burke *et al.* 2015). Cette démarche pourrait être améliorée en portant également sur les modèles de circulation régionale (RCM, *regional circulation models*), sources également d'incertitudes (Foley 2010, pour une revue). Dans notre cas, un seul RCM a ainsi été employé pour effectuer la descente d'échelle, là où l'idéal aurait été d'utiliser une matrice de combinaisons de GCM et de RCM. Plusieurs méthodes ont récemment été développées pour améliorer le processus de sélection de ces combinaisons et ainsi améliorer les études d'impact (Wilcke et Barring 2016).

À la suite de l'ouvrage fondateur de Knight (1921), l'incertitude dans les théories économiques fait souvent l'objet d'une distinction entre les risques, vus comme des incertitudes probabilisables, et les incertitudes radicales, non probabilisables (Moureau et Rivaud-Danset 2004). La gestion des risques en gestion forestière, liés à la variabilité de la dynamique forestière ou associés aux aléas naturels, est devenue un sujet classique en économie forestière (Hanewinkel *et al.* 2011, Peraldo et al. 2013, pour des revues). Les outils développés en micro-économie ou en macro-économie, tels que le cadre d'utilité espérée, ou même les concepts d'équilibre de marché ou d'agent représentatif, se retrouvent cependant souvent inadaptés pour capter les effets du changement climatique, remettant en cause de nombreuses hypothèses de base en économie (Anderson et M'Gonigle 2012) et conduisant à une sous-estimation des impacts économiques (Stern 2013). Avec les modèles d'équilibre général stochastique dynamique (DsGE, *dynamic stochastic general equilibrium*) et les modèles à base d'agents (ABM, *agent-based models*), une nouvelle génération de modèles économiques est cependant en train de se développer, notamment pour traiter la question des incertitudes engendrées par le changement climatique (Farmer *et al.* 2015). Les ABM sont particulièrement adaptés à l'intégration de scénarios socio-économiques de changement climatique, tels que les Ssp, mais peuvent également être utilisés pour créer, de manière endogène, de nouveaux scénarios (Gerst *et al.* 2013).

### VI.2.3 Stratégie de recherche pour les forêts tropicales

À travers un outil composite de modélisation, l'approche ici proposée est un premier pas vers une étude interdisciplinaire de l'impact du changement climatique sur les forêts tropicales aménagées d'Afrique centrale. Le rapport entre modélisation et interdisciplinarité est un vaste sujet d'épistémologie des sciences (Mathieu et Schmid 2015) dont l'une des facettes porte sur l'intérêt de la modélisation pour comprendre et simuler le fonctionnement d'un objet interdisciplinaire, une forêt tropicale sous aménagement dans notre cas.

La méthodologie proposée est un stade intermédiaire dans cette optique. D'un côté, elle va au delà d'un simple dialogue entre un module écologique et un module économique, reposant uniquement sur des relations d'entrées et de sorties déterminées de manière dissociée et parallèle. Via l'aménagement, elle précise au contraire quelques interactions s'établissant entre le peuplement forestier et l'exploitant forestier et montre en quoi ces interactions sont affectées par le changement climatique. D'un autre côté, pour atteindre un niveau d'interdisciplinarité satisfaisant au regard de la complexité de l'objet d'étude, au moins deux développements restent à mener. Le premier, comme expliqué ci-dessus, est d'améliorer la modélisation des interactions entre peuplement et exploitant. Il s'agit en particulier d'améliorer la dynamique au cours du temps des choix d'exploitation et de transformation, en fonction de différentes théories du changement, mais également l'étude des pratiques sylvicoles et de leur adoption (Puett-

mann *et al.* 2015). Le deuxième développement à mener est d'élargir l'étude aux autres acteurs et aux autres filières impliquées dans l'aménagement des forêts tropicales en Afrique centrale. On retrouve ici les enjeux de recherche associés au modèle de concession 2.0 proposé par Karsenty et Vermeulen (2016), notamment au regard des interactions pouvant s'établir entre le concessionnaire industriel et les populations locales d'une part, entre la production de bois d'œuvre et la valorisation d'autres ressources d'autre part. Pour cela, il est nécessaire de mobiliser de nouvelles disciplines, issues des sciences sociales, juridiques et politiques, dont le rôle assigné ne doit pas se limiter au seul enjeu d'acceptabilité sociale, juridique ou politique (Mathieu et Schmid 2015).

Alors que les études interdisciplinaires commencent à peine à se doter de cadres d'analyse adaptés à l'étude des systèmes socio-écologiques, afin notamment d'en démêler et de problématiser les multiples interdépendances (Bodin et Tengö 2012), le changement climatique et l'adaptation des systèmes socio-écologiques à ce dernier dilate la complexité dans une nouvelle dimension. L'enjeu porte en particulier sur la transformation des systèmes et voit l'émergence de nombreux concepts dans la recherche sur les institutions (Feola 2015, pour une revue). Permettre une adaptation transformative des systèmes socio-écologiques implique de nouvelles manières d'identifier, d'évaluer et de gérer les compromis entre le maintien des aspects souhaitables des systèmes actuels et l'adaptation aux changements majeurs et inéluctables de ces systèmes (Colloff *et al.* 2017). Dans cette perspective, les forêts tropicales et leurs modes de gestion sont l'un des exemples les plus étudiés, en témoignent les nombreux travaux menés actuellement sur les multiples enjeux associés à la transformation adaptative des forêts (Messier *et al.* 2015, Nocentini *et al.* 2017). Parmi ces enjeux, l'un des plus déterminant porte sur la capacité de gestion des acteurs publics, que ce soit au niveau des communautés (Shackleton *et al.* 2015) ou au niveau des États (Ongolo 2015).

Toutes les options considérées pour améliorer la compréhension des enjeux climatiques liés aux forêts tropicales ne peuvent être envisagées sans s'accompagner d'une réflexion sur les moyens d'améliorer et d'intensifier l'acquisition des données, et cette thèse en est un témoin par excellence. Les dispositifs de suivi de la dynamique forestière, que ce soit sur des dispositifs permanents semblables à celui de M'Baïki, ou les réseaux de type sentiers de suivi, tels que celui mis en place avec le projet sur la Dynamique des forêts d'Afrique centrale (DYNAFFOR)<sup>1</sup>, sont plus que jamais d'une absolue nécessité. Les travaux portant sur l'adaptation des forêts et notamment l'essor de la conceptualisation de systèmes de gestion forestière relevant de la transformation adaptative, amène à intégrer de plus en plus d'enjeux dans les inventaires et les dispositifs de suivi forestier (Corona 2016) : aux enjeux de pérennité de la production s'ajoutent maintenant les enjeux de résilience, de réduction des incertitudes, d'amélioration de la qualité statistique, de cartographie, de représentation tridimensionnelle, ... Les manipulations expé-

---

1. <https://www.dynaffor.org/>

7719 rimentales des forêts tropicales à l'échelle écosystémique (Fayle *et al.* 2015), notamment des conditions  
7720 climatiques, est également un axe majeur de développement des stratégies d'acquisition des données  
7721 sur le climat et les forêts. Les autres disciplines mobilisées par l'étude de l'impact du changement cli-  
7722 matique sur les forêts tropicales présentent elles-aussi des enjeux forts quant à la collecte de données.  
7723 La mesure des impacts sociaux et économiques du changement climatique (Carleton et Hsiang 2016)  
7724 et la conception des politiques en réponse à ces impacts (Burke *et al.* 2016) en sont deux exemples. De  
7725 nombreuses sources de données existent, et gagneraient à être plus systématiquement utilisés. Les don-  
7726 nées fiscales auprès des administrations forestières ou douanières, ou encore les informations contenues  
7727 dans les bases de données des progiciels de gestion intégrée des industries en sont des exemples.

### 7728 **VI.3 L'adaptation de la gestion des forêts tropicales au changement** 7729 **climatique implique une adaptation des politiques et instru-** 7730 **mentations publiques associées**

7731 Au-delà d'être un nouvel enjeu de gestion et un nouvel enjeu de recherches, l'impact du changement  
7732 climatique sur la durabilité des forêts tropicales aménagées en Afrique centrale, et la question de son  
7733 adaptation, sont également un nouvel enjeu de politique publique. Le système considéré est celui d'une  
7734 concession, où les relations liant les États aux concessionnaires impliquent l'articulation entre les inté-  
7735 rêts publics et les intérêts privés. Nos travaux montrent que cette articulation est fortement affectée par  
7736 le changement climatique, avec notamment une exacerbation entre l'intérêt particulier qui est d'assurer  
7737 et de renforcer la rentabilité de l'entreprise, et l'intérêt général qui est d'assurer un système pérenne  
7738 d'exploitation sur la base d'un peuplement forestier en bon état écologique. À travers des exemples ba-  
7739 sés sur le carbone, le bois ou les surfaces, nous montrons que le changement climatique a également un  
7740 impact sur les instruments mêmes de régulation des concessionnaires.

7741 Le changement climatique affecte la dynamique des forêts tropicales, en affectant le fonctionnement  
7742 des systèmes socio-écologiques constitués autour de leur gestion et en affectant les instruments de poli-  
7743 tique publique régulant ces systèmes. Face à la multiplicité et à l'imbrication de ces différents impacts,  
7744 l'adaptation n'est pas seulement un nouveau sujet de politiques publiques, mais bien un enjeu com-  
7745 plexe incluant les politiques publiques elles-mêmes. En cela, l'adaptation des forêts au changement  
7746 climatique n'est plus seulement une thématique des sciences du complexe mais devient bien un sujet de  
7747 politique du complexe.



### 7748 **VI.3.1 Un nouvel enjeu dans les relations publiques-privées pour les forêts sous** 7749 **concession**

7750 Les activités des concessionnaires forestiers sont suivies et régulées via un ensemble complexe d'instru-  
7751 ments incitatifs publics et privés, censés assurer la mise en œuvre de pratiques de GDF et la fourniture  
7752 de services d'intérêt public (Karsenty *et al.* 2008). L'adaptation au changement climatique renouvelle en  
7753 cela le problème de principal-agent existant entre les institutions publiques et les acteurs privés, du fait  
7754 notamment d'asymétrie d'informations sur les coûts, les bénéfices et les risques (Hotte *et al.* 2016). À  
7755 travers des exemples d'incitations basées sur le carbone, le bois et les surfaces, nous montrons que face  
7756 au changement climatique les instruments incitatifs n'ont pas la même sensibilité ni la même efficacité  
7757 pour inciter à la mise en œuvre de nouvelles pratiques de gestion. Sans prétendre à une analyse exhaus-  
7758 sive, ces résultats permettent néanmoins d'apporter des éléments d'analyse utiles dans l'optique de trois  
7759 des principaux outils actuels en faveur de la GDF : les paiements basés sur le carbone, dans l'optique de  
7760 la REDD+ ; les paiements basés sur le bois, dans l'optique des systèmes de certification volontaire ; et les  
7761 paiements surfaciques, dans l'optique des paiements pour services environnementaux (PSE).

7762 Des trois types d'instruments considérés, ceux basés sur le carbone apparaissent les moins adéquats  
7763 pour inciter à une réduction de prélèvement éventuellement couplée à un enrichissement artificiel.  
7764 Contrairement aux auteurs mettant en avant le potentiel des crédits carbone pour financer les pratiques  
7765 IFM (Putz *et al.* 2008, Griscom et Cortez 2013, par exemple), nos travaux ainsi que ceux menés dans  
7766 le cadre du projet Appui à la gestion durable des forêts du Bassin du Congo et du Bassin Amazonien  
7767 brésilien (FORAFAMA) (Rossi *et al.* 2017) soulignent au contraire la cherté qu'auraient de tels crédits. Nous  
7768 montrons également les difficultés en terme de permanence engendrés par une exploitation basée sur  
7769 des cycles de rotation. Le retour des exploitants sur des parcelles ayant été exploitées par le passé est un  
7770 élément que l'on retrouve dans les conclusions d'un récent rapport financé par l'Initiative internationale  
7771 de la Norvège pour les forêts et le climat (NICFI, *Norway's International Climate and Forest Initiative*) sur  
7772 les difficultés de financer la GDF par Réduction des émissions liées à la déforestation et à la dégradation  
7773 forestière, incluant la conservation, la gestion forestière durable et l'augmentation des stocks de carbone  
7774 forestier (REDD+) (Rutishauser et Herold 2017).

7775 En comparaison, les deux autres approches, avec des paiements basés sur le bois ou sur les surfaces  
7776 semblent plus appropriées pour financer l'amélioration des pratiques de gestion, des résultats qui in-  
7777 clinent donc plutôt à s'orienter vers les systèmes de certification ou les systèmes de PSE. Ces résultats  
7778 sont en phase avec les réflexions actuelles sur la manière d'adapter les certifications forestières, notam-  
7779 ment le *Forest Stewardship Council* (Fsc), au changement climatique (Klenk *et al.* 2015). De même, un  
7780 intérêt croissant est accordé aux PSE pour orienter des fonds vers les territoires en vue, entre autres, de

financer leur adaptation au changement climatique (Wertz Kanounnikoff *et al.* 2011, Ezzine de Blas *et al.* 2015). Dans le cas des concessions en Afrique centrale, les incitations basées sur les surfaces peuvent également prendre la forme d'une réduction des taxes surfaciques pour les entreprises certifiées (Karsenty 2016).

Le choix de l'instrumentation des politiques climatiques ne peut se limiter au simple calcul de prix de revient de différentes incitations, tel que que nous l'avons abordé, mais doit s'ouvrir au contraire à la question de l'articulation de différents instruments de politiques publiques. Le concept de combinaison de politiques ou *policy mix* (Flanagan *et al.* 2011) permet de saisir et d'articuler les interactions, les synergies et les complémentarités entre différents instruments incitatifs, notamment avec les PSE (Karsenty *et al.* 2014). Les politiques forestières résultent ainsi souvent de l'interaction de différents instruments, concourant à des modèles de « régulation intelligente » (Van Gossum *et al.* 2012), voire à la formulation de théories de politiques forestières (de Jong *et al.* 2012). Dans les forêts tropicales, les combinaisons de politique ménagent ainsi de nombreuses options pour assurer et articuler la multifonctionnalité des paysages tropicaux (Law *et al.* 2017), s'appuyant souvent sur des hybridations d'instruments publics et d'instruments privés (Lambin *et al.* 2014). En matière de politique climatique, la question des combinaisons politiques a d'abord porté sur l'appui aux synergies entre adaptation et atténuation du changement climatique, un débat ancien (Kane et Shogren 2000, par exemple) mais qui reste d'une actualité aiguë notamment pour les forêts tropicales (Locatelli *et al.* 2015). L'analyse des combinaisons politiques des différents instruments dédiés au changement climatique reste cependant une question de recherche ouverte (Le Coq 2017).

### **VI.3.2 Une politique du complexe pour les forêts tropicales au service de biens publics mondiaux**

Que ce soit dans la projection des impacts du changement climatique, dans la définition de nouvelles pratiques de gestion ou dans la conception de combinaisons d'instruments politiques, l'adaptation des forêts tropicales exploitées au changement climatique est au cœur de différentes interfaces entre science et politique (van den Hove 2007, Hinkel 2011).

Par les myriades d'interactions reliant les différentes composantes sollicitées par ces interfaces, la compréhension et la gestion des forêts tropicales exploitées relèvent de plus en plus du domaine de la complexité dans un monde incertain (Messier *et al.* 2015). La complexité est le concept qui revient le plus souvent lorsqu'il s'agit de décrire les modes de sylviculture qui permettront l'adaptation de ces forêts (Puettmann *et al.* 2009, Putz 2013, Fahey *et al.* 2018). L'incertitude est également le maître-mot lorsqu'il s'agit de penser le futur des forêts, avec comme conséquence de renouveler l'ensemble des sys-

tèmes de penser et d'agir existants, de la sylviculture à la gouvernance forestière (Zhou 2015, Lawrence 2017). La perception du risque chez les exploitants forestiers, et leurs comportements d'anticipation, sont des facteurs déterminants pour les choix d'exploitation et d'investissement, et par voie de conséquence sur la composition des forêts (Lobianco *et al.* 2016, sur l'exemple des forêts françaises). Entre complexité et incertitude, les solutions sont finalement à chercher dans l'une des caractéristiques essentielles des forêts tropicales, sa biodiversité. Celle-ci est en effet de plus en plus vue comme la clef de la résilience des forêts (Mori *et al.* 2017), notamment par ses effets d'assurance (Bregman *et al.* 2015, Tuck *et al.* 2016), bref, l'atout-maître face au climat (Hisano *et al.* 2017).

De la même manière que le principal facteur de réussite de l'adaptation des forêts tropicales repose sur la biodiversité, les principales stratégies d'adaptation des systèmes de gestion et d'exploitation des forêts reposent elles-aussi sur la diversité, avec une logique restant valide d'un niveau d'organisation à l'autre (Anderies *et al.* 2013). Ce principe se retrouve aussi dans les fondements de l'adaptation basée sur les écosystèmes (Ojea 2015). La diversité et la redondance fonctionnelle sont avancées comme des ressorts de la résilience et de l'adaptation des systèmes de production biosourcés (Ge *et al.* 2016). C'est également le cas dans les concessions forestières, où la diversification des ressources valorisées est une stratégie d'adaptation pour dépasser les limites socio-économiques de la seule valorisation du bois d'œuvre (Karsenty et Vermeulen 2016). De la même manière, la diversité des combinaisons politiques est un facteur déterminant pour assurer la résilience à long-terme des politiques (Nair et Howlett 2016).

Les enjeux d'adaptation et de résilience des forêts tropicales au changement climatique amènent à remettre au cœur des réflexions le rôle de la diversité, diversité biologique, diversité des systèmes socio-écologiques, diversité des combinaisons d'instrumentation politique. Tous ces enjeux mettent également en abîme les rôles que joueront les forêts tropicales dans l'appui à l'adaptation des sociétés humaines au changement climatique. À nouveau, il s'agit de rôles de résilience et d'assurance, joués par les arbres et les forêts dans les paysages de campagne, de ville ou de côte (Pramova *et al.* 2012). Et sans surprise, ces rôles dépendront de la diversité des nouveaux paysages forestiers futurs (Stanturf 2015) qui apparaîtront dans l'ère de l'Anthropocène (Malhi *et al.* 2014b). La gestion durable des forêts tropicales n'a plus la vocation d'être un modèle de robustesse assurant la pérennité de la production de bois, mais bien de devenir un modèle de résilience assurant la diversité de l'ensemble des possibilités qui seront attendues des forêts dans un monde de plus en plus chaud et de plus en plus incertain.

## Bibliographie

- J. ANDERIES, C. FOLKE, B. WALKER et E. OSTROM : Aligning Key Concepts for Global Change Policy : Robustness, Resilience, and Sustainability. *Ecology and Society*, 18(2), 2013. ISSN 1708-3087. URL <https://www.ecologyandsociety.org/vol18/iss2/art8/>.
- B. ANDERSON et M. M'GONIGLE : Does ecological economics have a future? *Ecological Economics*, 84:37–48, 2012. ISSN 0921-8009. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0921800912002340>.
- K. J. Anderson TEIXEIRA, A. D. MILLER, J. E. MOHAN, T. W. HUDIBURG, B. D. DUVAL et E. H. DeLUCIA : Altered dynamics of forest recovery under a changing climate. *Global Change Biology*, 19(7):2001–2021, 2013. ISSN 13541013. URL <http://doi.wiley.com/10.1111/gcb.12194>.
- E. BERENGUER, J. FERREIRA, T. A. GARDNER, L. E. O. C. ARAGÃO, P. B. DE CAMARGO, C. E. CERRI, M. DURIGAN, R. C. D. OLIVEIRA, I. C. G. VIEIRA et J. BARLOW : A large-scale field assessment of carbon stocks in human-modified tropical forests. *Global Change Biology*, 20(12):3713–3726, déc. 2014. ISSN 13541013. URL <http://doi.wiley.com/10.1111/gcb.12627>.
- Ö. BODIN et M. TENGÖ : Disentangling intangible social–ecological systems. *Global Environmental Change*, 22(2):430–439, 2012. ISSN 0959-3780. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959378012000179>.
- P. H. S. BRANCALION et R. L. CHAZDON : Beyond hectares : four principles to guide reforestation in the context of tropical forest and landscape restoration. *Restoration Ecology*, p. n/a–n/a, 2017. ISSN 1526-100X.
- T. P. BREGMAN, A. C. LEES, N. SEDDON, H. E. A. MACGREGOR, B. DARSKI, A. ALEIXO, M. B. BONSALE et J. A. TOBIAS : Species interactions regulate the collapse of biodiversity and ecosystem function in tropical forest fragments. *Ecology*, 96(10):2692–2704, 2015. ISSN 1939-9170.
- M. BURKE, M. CRAXTON, C. D. KOLSTAD, C. ONDA, H. ALLCOTT, E. BAKER, L. BARRAGE, R. CARSON, K. GILLINGHAM, J. GRAFF-ZIVIN, M. GREENSTONE, S. HALLEGATTE, W. M. HANEMANN, G. HEAL, S. HSIANG, B. JONES, D. L. KELLY, R. KOPP, M. KOTCHEN, R. MENDELSON, K. MENG, G. METCALF, J. MORENO-CRUZ, R. PINDYCK, S. ROSE, I. RUDIK, J. STOCK et R. S. J. TOL : Opportunities for advances in climate change economics. *Science*, 352(6283):292–293, 2016. ISSN 0036-8075, 1095-9203. URL <http://science.sciencemag.org/content/352/6283/292>.
- M. BURKE, J. DYKEMA, D. B. LOBELL, E. MIGUEL et S. SATYANATH : Incorporating climate uncertainty into estimates of climate change impacts. *Review of Economics and Statistics*, 97(2):461–471, 2015.
- T. A. CARLETON et S. M. HSIANG : Social and economic impacts of climate. *Science*, 353(6304):aad9837, 2016. ISSN 0036-8075, 1095-9203. URL <http://science.sciencemag.org/content/353/6304/aad9837>.
- R. L. CHAZDON et M. R. GUARIGUATA : Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics : prospects and challenges. *Biotropica*, 48(6):716–730, 2016. ISSN 1744-7429.
- M. A. COCHRANE : Positive Feedbacks in the Fire Dynamic of Closed Canopy Tropical Forests. *Science*, 284(5421):1832–1835, juin 1999. ISSN 00368075, 10959203. URL <http://www.sciencemag.org/cgi/doi/10.1126/science.284.5421.1832>.
- M. A. COCHRANE : Fire science for rainforests. *Nature*, 421(6926):913–919, fév. 2003. ISSN 0028-0836, 1476-4687. URL <http://www.nature.com/articles/nature01437>.
- M. J. COLLOFF, B. MARTÍN-LÓPEZ, S. LAVOREL, B. LOCATELLI, R. GORDDARD, P.-Y. LONGARETTI, G. WALTERS, L. van

7880 KERKHOFF, C. WYBORN, A. COREAU, R. M. WISE, M. DUNLOP, P. DEGEORGES, H. GRANTHAM, I. C. OVERTON, R. D.  
 7881 WILLIAMS, M. D. DOHERTY, T. CAPON, T. SANDERSON et H. T. MURPHY : An integrative research framework for  
 7882 enabling transformative adaptation. *Environmental Science & Policy*, 68:87–96, 2017. ISSN 1462-9011. URL  
 7883 <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1462901116301289>.

7884 P. CORONA : Consolidating new paradigms in large-scale monitoring and assessment of forest ecosystems. *Environ-*  
 7885 *mental Research*, 144:8–14, 2016. ISSN 0013-9351. URL [http://www.sciencedirect.com/science/article/](http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0013935115301158)  
 7886 [pii/S0013935115301158](http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0013935115301158).

7887 W. de JONG, B. ARTS et M. KROTT : Political theory in forest policy science. *Forest Policy and Economics*, 16:1–6, 2012.  
 7888 ISSN 1389-9341. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1389934111001031>.

7889 F. K. DWOMOH et M. C. WIMBERLY : Fire regimes and forest resilience : alternative vegetation states in the West  
 7890 African tropics. *Landscape Ecology*, 32(9):1849–1865, sept. 2017. ISSN 0921-2973, 1572-9761. URL [http://](http://link.springer.com/10.1007/s10980-017-0553-4)  
 7891 [link.springer.com/10.1007/s10980-017-0553-4](http://link.springer.com/10.1007/s10980-017-0553-4).

7892 D. EZZINE DE BLAS, M. HRABANSKI et J. F. LE COQ : Les paiements pour services environnementaux dans les politiques  
 7893 de changement climatique. In *Changement climatique et agricultures du monde / Torquebiau Emmanuel (ed.)*, p.  
 7894 257–267. Ed. Quae, Versailles, 2015. URL [http://publications.cirad.fr/une\\_notice.php?dk=575579](http://publications.cirad.fr/une_notice.php?dk=575579).

7895 R. T. FAHEY, B. C. ALVESHARE, J. I. BURTON, A. W. D'AMATO, Y. L. DICKINSON, W. S. KEETON, C. C. KERN, A. J. LARSON,  
 7896 B. J. PALIK, K. J. PUETTMANN, M. R. SAUNDERS, C. R. WEBSTER, J. W. ATKINS, C. M. GOUGH et B. S. HARDIMAN :  
 7897 Shifting conceptions of complexity in forest management and silviculture. *Forest Ecology and Management*, 2018.  
 7898 ISSN 0378-1127. URL <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112717316511>.

7899 C. FARGEOT, E. FORNI et R. NASI : Réflexions sur l'aménagement des forêts de production dans le bassin du Congo.  
 7900 *Bois et Forêts des Tropiques*, 281:19–34, 2004. ISSN 0006-579X. URL <http://agritrop.cirad.fr/520702/>.

7901 J. D. FARMER, C. HEPBURN, P. MEALY et A. TEYTELBOYM : A third wave in the economics of climate change. *Environ-*  
 7902 *mental and Resource Economics*, 62(2):329–357, 2015.

7903 S. FAUSET, T. R. BAKER, S. L. LEWIS, T. R. FELDPAUSCH, K. AFFUM-BAFFOE, E. G. FOLI, K. C. HAMER et M. D. SWAINE :  
 7904 Drought-induced shifts in the floristic and functional composition of tropical forests in ghana. *Ecology Letters*,  
 7905 15(10):1120–1129, 2012.

7906 T. M. FAYLE, E. C. TURNER, Y. BASSET, R. M. EWERS, G. REYNOLDS et V. NOVOTNY : Whole-ecosystem experimental  
 7907 manipulations of tropical forests. *Trends in Ecology & Evolution*, 30(6):334–346, 2015. ISSN 0169-5347. URL  
 7908 <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169534715000695>.

7909 A. J. FELTON et M. D. SMITH : Integrating plant ecological responses to climate extremes from individual to eco-  
 7910 system levels. *Phil. Trans. R. Soc. B*, 372(1723):20160142, 2017. ISSN 0962-8436, 1471-2970. URL [http:](http://rstb.royalsocietypublishing.org/content/372/1723/20160142)  
 7911 [/rstb.royalsocietypublishing.org/content/372/1723/20160142](http://rstb.royalsocietypublishing.org/content/372/1723/20160142).

7912 G. FEOLA : Societal transformation in response to global environmental change : A review of emerging concepts.  
 7913 *Ambio*, 44(5):376–390, 2015. ISSN 0044-7447, 1654-7209. URL [https://link.springer.com/article/10.](https://link.springer.com/article/10.1007/s13280-014-0582-z)  
 7914 [1007/s13280-014-0582-z](https://link.springer.com/article/10.1007/s13280-014-0582-z).

7915 R. FINKELDEY et H. H. HATTEMER : *Tropical forest genetics*. Tropical forestry. Springer, Berlin, 2007. ISBN 978-3-540-  
 7916 37396-4.

7917 R. FISCHER, F. BOHN, M. Dantas de PAULA, C. DISLICH, J. GROENEVELD, A. G. GUTIÉRREZ, M. KAZMIERCZAK, N. KNAPP,

- S. LEHMANN, S. PAULICK, S. PÜTZ, E. RÖDIG, F. TAUBERT, P. KÖHLER et A. HUTH : Lessons learned from applying a forest gap model to understand ecosystem and carbon dynamics of complex tropical forests. *Ecological Modelling*, 326:124–133, 2016. ISSN 0304-3800. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304380015005505>.
- K. FLANAGAN, E. UYARRA et M. LARANJA : Reconceptualising the ‘policy mix’ for innovation. *Research Policy*, 40(5):702–713, 2011. ISSN 0048-7333. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048733311000345>.
- A. M. FOLEY : Uncertainty in regional climate modelling : A review. *Progress in Physical Geography : Earth and Environment*, 34(5):647–670, 2010. ISSN 0309-1333. URL <https://doi.org/10.1177/0309133310375654>.
- L. GE, N. P. ANTEN, I. D. van DIXHOORN, P. H. FEINDT, K. KRAMER, R. LEEMANS, M. P. MEUWISSEN, H. SPOOLDER et W. SUKKEl : Why we need resilience thinking to meet societal challenges in bio-based production systems. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 23:17–27, 2016. ISSN 1877-3435. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1877343516300884>.
- M. D. GERST, P. WANG, A. ROVENTINI, G. FAGIOLO, G. DOSI, R. B. HOWARTH et M. E. BORSUK : Agent-based modeling of climate policy : An introduction to the ENGAGE multi-level model framework. *Environmental Modelling & Software*, 44:62–75, 2013. ISSN 1364-8152. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1364815212002332>.
- V. GRIMM et U. BERGER : Structural realism, emergence, and predictions in next-generation ecological modelling : Synthesis from a special issue. *Ecological Modelling*, 326:177–187, 2016. ISSN 0304-3800. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304380016000077>.
- B. W. GRISCOM et R. CORTEZ : The Case for Improved Forest Management (IFM) as a Priority REDD+ Strategy in the Tropics. *Tropical Conservation Science*, 6(3):409–425, 2013. ISSN 1940-0829. URL <http://dx.doi.org/10.1177/194008291300600307>.
- M. R. GUARIGUATA, J. P. CORNELIUS, B. LOCATELLI, C. FORNER et G. A. SÁNCHEZ-AZOFEIFA : Mitigation needs adaptation : Tropical forestry and climate change. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 13(8):793–808, 2008. ISSN 1381-2386, 1573-1596. URL <https://link.springer.com/article/10.1007/s11027-007-9141-2>.
- W. A. HAHN et T. KNOKE : Sustainable development and sustainable forestry : analogies, differences, and the role of flexibility. *European Journal of Forest Research*, 129(5):787–801, 2010. ISSN 1612-4669, 1612-4677. URL <https://link.springer.com/article/10.1007/s10342-010-0385-0>.
- M. HANEWINKEL, S. HUMMEL et A. ALBRECHT : Assessing natural hazards in forestry for risk management : a review. *European Journal of Forest Research*, 130(3):329–351, 2011. ISSN 1612-4669, 1612-4677. URL <https://link.springer.com/article/10.1007/s10342-010-0392-1>.
- H. HARTMANN et S. TRUMBORE : Understanding the roles of nonstructural carbohydrates in forest trees – from what we can measure to what we want to know. *New Phytologist*, 211(2):386–403, 2016. ISSN 1469-8137.
- E. HAWKINS et R. SUTTON : The Potential to Narrow Uncertainty in Regional Climate Predictions. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 90(8):1095–1107, 2009. ISSN 0003-0007. URL <https://journals.ametsoc.org/doi/abs/10.1175/2009BAMS2607.1>.
- J. HINKEL : “Indicators of vulnerability and adaptive capacity” : Towards a clarification of the science–policy inter-

face. *Global Environmental Change*, 21(1):198–208, 2011. ISSN 0959-3780. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959378010000750>.

M. HISANO, E. B. SEARLE et H. Y. H. CHEN : Biodiversity as a solution to mitigate climate change impacts on the functioning of forest ecosystems. *Biological Reviews*, 2017. ISSN 1469-185X.

N. HOTTE, C. MAHONY et H. NELSON : The principal-agent problem and climate change adaptation on public lands. *Global Environmental Change*, 36:163–174, 2016. ISSN 0959-3780. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959378016300012>.

J. INNES, L. A. JOYCE, S. KELLOMÄKI, B. LOUMAN, A. OGDEN, J. A. PARROTTA, I. THOMPSON, M. AYRES, C. ONG, H. SANTOSO, B. SOHNGEN et A. WREFORD : Management for adaptation. In R. SEPPÄLÄ, A. BUCK et P. KATILA, édés : *Adaptation of forests and people to climate change : a global assessment report*. IUFRO, 2009. ISBN 978-3-901347-80-1. URL <https://cgspace.cgiar.org/handle/10568/20168>.

S. KANE et J. F. SHOGREN : Linking Adaptation and Mitigation in Climate Change Policy. In *Societal Adaptation to Climate Variability and Change*, p. 75–102. Springer, Dordrecht, 2000. ISBN 978-90-481-5494-4 978-94-017-3010-5. URL [https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-94-017-3010-5\\_6](https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-94-017-3010-5_6). DOI : 10.1007/978-94-017-3010-5\_6.

A. KARSENTY : The contemporary forest concessions in West and Central Africa : chronicle of a foretold decline? *Forestry policy and institutions working paper*, 34, 2016. URL [http://agritrop.cirad.fr/581423/1/Africa%20Report\\_Karsenty\\_12%2008%2016.pdf](http://agritrop.cirad.fr/581423/1/Africa%20Report_Karsenty_12%2008%2016.pdf).

A. KARSENTY, I. G. DRIGO, M.-G. PIKETTY et B. SINGER : Regulating industrial forest concessions in Central Africa and South America. *Forest Ecology and Management*, 256(7):1498–1508, 2008. ISSN 0378-1127. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112708005471>.

A. KARSENTY, A. GUINGAND, A. LANGLAIS et M. C. POLGE : *Du Sud au Nord : regards croisés sur les paiements pour services environnementaux. Synthèse des débats de l'atelier international PESMIX*. Cdc Biodiversité, CIRAD, 2014. URL [http://www.mission-economie-biodiversite.com/wp-content/uploads/2014/12/INITIATIVES\\_N2\\_FR\\_BD.pdf?utm\\_campaign=Initiative\\_n2&utm\\_source=NL&utm\\_medium=NL](http://www.mission-economie-biodiversite.com/wp-content/uploads/2014/12/INITIATIVES_N2_FR_BD.pdf?utm_campaign=Initiative_n2&utm_source=NL&utm_medium=NL).

A. KARSENTY et C. VERMEULEN : Vers des concessions 2.0 en Afrique centrale. Gérer des droits superposés entre concession industrielle et foresterie communautaire. *Perspective - Cirad*, 38, 2016. ISSN 2275-9131. URL <http://dx.doi.org/10.18167/agritrop/00040>.

R. J. KEENAN : Climate change impacts and adaptation in forest management : a review. *Annals of Forest Science*, 72(2):145–167, 2015. ISSN 1286-4560, 1297-966X. URL <https://link.springer.com/article/10.1007/s13595-014-0446-5>.

C. J. KETTLE et L. P. KOH : *Global forest fragmentation*. CABI, Wallingford, 2014. ISBN 978-1-78064-203-1. URL <http://www.cabi.org/cabebooks/ebook/20143317935>.

F. KLEINSCHROTH : *Roads in the rainforests : Legacy of selective logging in Central Africa*. Theses, AgroParisTech ; CIRAD ; Bangor University, 2016. URL <https://hal.archives-ouvertes.fr/tel-01366607>.

N. L. KLENK, B. M. H. LARSON et C. L. McDERMOTT : Adapting forest certification to climate change. *Wiley Interdisciplinary Reviews : Climate Change*, 6(2):189–201, 2015. ISSN 1757-7799.

F. H. KNIGHT : Risk, uncertainty and profit. *New York : Hart, Schaffner and Marx*, 1921.

- 7994 R. KNUTTI et J. SEDLÁČEK : Robustness and uncertainties in the new CMIP5 climate model projections. *Nature*  
7995 *Climate Change*, 3(4):369, 2013. ISSN 1758-6798. URL <https://www.nature.com/articles/nclimate1716>.
- 7996 E. KRIEGLER, J. EDMONDS, S. HALLEGATTE, K. L. EBI, T. KRAM, K. RIAHI, H. WINKLER et D. P. VAN VUUREN : A new  
7997 scenario framework for climate change research : the concept of shared climate policy assumptions. *Climatic*  
7998 *Change*, 122(3):401–414, 2014.
- 7999 E. KRIEGLER, B. C. O'NEILL, S. HALLEGATTE, T. KRAM, R. J. LEMPET, R. H. MOSS et T. WILBANKS : The need for and  
8000 use of socio-economic scenarios for climate change analysis : a new approach based on shared socio-economic  
8001 pathways. *Global Environmental Change*, 22(4):807–822, 2012.
- 8002 E. F. LAMBIN, P. MEYFROIDT, X. RUEDA, A. BLACKMAN, J. BÖRNER, P. O. CERUTTI, T. DIETSCH, L. JUNGMAHN, P. LA-  
8003 MARQUE, J. LISTER, N. F. WALKER et S. WUNDER : Effectiveness and synergies of policy instruments for land  
8004 use governance in tropical regions. *Global Environmental Change*, 28:129–140, 2014. ISSN 0959-3780. URL  
8005 <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959378014001125>.
- 8006 W. F. LAURANCE : Forest-climate interactions in fragmented tropical landscapes. *Philosophical Transactions of the*  
8007 *Royal Society B : Biological Sciences*, 359(1443):345–352, mars 2004. ISSN 0962-8436, 1471-2970. URL [http://](http://rstb.royalsocietypublishing.org/cgi/doi/10.1098/rstb.2003.1430)  
8008 [rstb.royalsocietypublishing.org/cgi/doi/10.1098/rstb.2003.1430](http://rstb.royalsocietypublishing.org/cgi/doi/10.1098/rstb.2003.1430).
- 8009 E. A. LAW, B. A. BRYAN, E. MEIJAARD, T. MALLAWAARACHCHI, M. J. STRUEBIG, M. E. WATTS et K. A. WILSON : Mixed  
8010 policies give more options in multifunctional tropical forest landscapes. *Journal of Applied Ecology*, 54(1):51–60,  
8011 2017. ISSN 1365-2664.
- 8012 A. LAWRENCE : Adapting through practice : Silviculture, innovation and forest governance for the age of extreme  
8013 uncertainty. *Forest Policy and Economics*, 79:50–60, 2017. ISSN 1389-9341. URL [http://www.sciencedirect.](http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1389934116302064)  
8014 [com/science/article/pii/S1389934116302064](http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1389934116302064).
- 8015 J. F. Le Coq : *Vers une analyse des dynamiques institutionnelles pour le developpement rural et les services environne-*  
8016 *mentaux dans les pays du Sud*. HDR, Habilitation a diriger des recherches – Sciences economiques, 2017. URL  
8017 [http://publications.cirad.fr/une\\_notice.php?dk=587040](http://publications.cirad.fr/une_notice.php?dk=587040).
- 8018 S. L. LEWIS, J. LLOYD, S. SITCH, E. T. MITCHARD et W. F. LAURANCE : Changing ecology of tropical forests : evidence  
8019 and drivers. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 40:529–549, 2009.
- 8020 A. LOBIANCO, P. DELACOTE, S. CAURLA et A. BARKAOUI : Accounting for Active Management and Risk Attitude in  
8021 Forest Sector Models : An Impact Study on French Forests. *Environmental Modeling & Assessment*, 21(3):391–405,  
8022 juin 2016. ISSN 1420-2026, 1573-2967. URL <http://link.springer.com/10.1007/s10666-015-9483-1>.
- 8023 B. LOCATELLI, C. PAVAGEAU, E. PRAMOVA et M. DI GREGORIO : Integrating climate change mitigation and adaptation  
8024 in agriculture and forestry : opportunities and trade-offs. *Wiley Interdisciplinary Reviews : Climate Change*, 6  
8025 (6):585–598, 2015. ISSN 1757-7799.
- 8026 Y. MALHI, T. A. GARDNER, G. R. GOLDSMITH, M. R. SILMAN et P. ZELAZOWSKI : Tropical Forests in the Anthro-  
8027 pocene. *Annual Review of Environment and Resources*, 39(1):125–159, 2014a. URL [http://dx.doi.org/10.1146/](http://dx.doi.org/10.1146/annurev-environ-030713-155141)  
8028 [annurev-environ-030713-155141](http://dx.doi.org/10.1146/annurev-environ-030713-155141).
- 8029 Y. MALHI, T. A. GARDNER, G. R. GOLDSMITH, M. R. SILMAN et P. ZELAZOWSKI : Tropical Forests in the Anthro-  
8030 pocene. *Annual Review of Environment and Resources*, 39(1):125–159, 2014b. URL [http://dx.doi.org/10.1146/](http://dx.doi.org/10.1146/annurev-environ-030713-155141)  
8031 [annurev-environ-030713-155141](http://dx.doi.org/10.1146/annurev-environ-030713-155141).



8032 N. MATHIEU et A.-F. SCHMID : *Modélisation et interdisciplinarité*. Editions Quæ, 2015. OCLC : 936417526.

8033 C. MEGEVAND : *Deforestation trends in the Congo Basin : reconciling economic growth and forest protection*. World Bank  
8034 Publications, 2013.

8035 C. MESSIER, K. PUETTMANN, R. CHAZDON, K. ANDERSSON, V. ANGERS, L. BROTONS, E. FILOTAS, R. TITTLER, L. PARROTT  
8036 et S. LEVIN : From Management to Stewardship : Viewing Forests As Complex Adaptive Systems in an Uncertain  
8037 World. *Conservation Letters*, 8(5):368–377, 2015. ISSN 1755-263X.

8038 C. MESSIER, K. PUETTMANN, E. FILOTAS et D. COATES : Dealing with Non-linearity and Uncertainty in Forest Ma-  
8039 nagement. *Current Forestry Reports*, 2(2):150–161, 2016. ISSN 2198-6436. URL [https://link.springer.com/](https://link.springer.com/article/10.1007/s40725-016-0036-x)  
8040 [article/10.1007/s40725-016-0036-x](https://link.springer.com/article/10.1007/s40725-016-0036-x).

8041 Q. MOLTO, V. ROSSI et L. BLANC : Error propagation in biomass estimation in tropical forests. *Methods in Ecology and*  
8042 *Evolution*, 4(2):175–183, 2013. ISSN 2041-210X.

8043 A. S. MORI, K. P. LERTZMAN et L. GUSTAFSSON : Biodiversity and ecosystem services in forest ecosystems : a research  
8044 agenda for applied forest ecology. *Journal of Applied Ecology*, 54(1):12–27, 2017. ISSN 1365-2664.

8045 N. MOUREAU et D. RIVAUD-DANSET : *L'incertitude dans les théories économiques*. La Découverte, Paris, 2004. ISBN  
8046 978-2-7071-3851-4. OCLC : 878568801.

8047 S. NAIR et M. HOWLETT : From robustness to resilience : avoiding policy traps in the long term. *Sustainability*  
8048 *Science*, 11(6):909–917, 2016. ISSN 1862-4065, 1862-4057. URL [https://link.springer.com/article/10.](https://link.springer.com/article/10.1007/s11625-016-0387-z)  
8049 [1007/s11625-016-0387-z](https://link.springer.com/article/10.1007/s11625-016-0387-z).

8050 S. NOCENTINI, G. BUTTOUD, O. CIANCIO et P. CORONA : Managing forests in a changing world : the need for a systemic  
8051 approach. A review. *Forest Systems*, 26(1):01, 2017. ISSN 2171-9845. URL [http://revistas.inia.es/index.](http://revistas.inia.es/index.php/fs/article/view/9443)  
8052 [php/fs/article/view/9443](http://revistas.inia.es/index.php/fs/article/view/9443).

8053 E. OJEA : Challenges for mainstreaming ecosystem-based adaptation into the international climate agenda. *Current*  
8054 *Opinion in Environmental Sustainability*, 14:41–48, 2015. ISSN 1877-3435. URL [http://www.sciencedirect.](http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1877343515000354)  
8055 [com/science/article/pii/S1877343515000354](http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1877343515000354).

8056 B. C. O'NEILL, E. KRIEGLER, K. RIAHI, K. L. EBI, S. HALLEGATTE, T. R. CARTER, R. MATHUR et D. P. van VUUREN : A  
8057 new scenario framework for climate change research : the concept of shared socioeconomic pathways. *Climatic*  
8058 *Change*, 122(3):387–400, 2014. ISSN 0165-0009, 1573-1480. URL [https://link.springer.com/article/10.](https://link.springer.com/article/10.1007/s10584-013-0905-2)  
8059 [1007/s10584-013-0905-2](https://link.springer.com/article/10.1007/s10584-013-0905-2).

8060 S. ONGOLO : On the banality of forest governance fragmentation : Exploring “gecko politics” as a bureaucratic  
8061 behaviour in limited statehood. *Forest Policy and Economics*, 53:12–20, avr. 2015. ISSN 13899341. URL [http:](http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1389934115000246)  
8062 [//linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1389934115000246](http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1389934115000246).

8063 M. PASALODOS TATO, A. MÄKINEN, J. GARCIA-GONZALO, J. G. BORGES, T. LÄMÅS et L. O. ERIKSSON : Assessing uncertainty  
8064 and risk in forest planning and decision support systems : review of classical methods and introduction of new  
8065 approaches. *Forest Systems*, 22(2):282–303, 2013. ISSN 2171-9845. URL [http://revistas.inia.es/index.](http://revistas.inia.es/index.php/fs/article/view/3063)  
8066 [php/fs/article/view/3063](http://revistas.inia.es/index.php/fs/article/view/3063).

8067 A. F. A. PELLEGRINI, A. C. FRANCO et W. A. HOFFMANN : Shifts in functional traits elevate risk of fire-driven tree die-  
8068 back in tropical savanna and forest biomes. *Global Change Biology*, 22(3):1235–1243, mars 2016. ISSN 13541013.  
8069 URL <http://doi.wiley.com/10.1111/gcb.13110>.

8070 O. L. PHILLIPS, R. VASQUEZ MARTINEZ, L. ARROYO, T. R. BAKER, T. KILLEEN, S. L. LEWIS, Y. MALHI, A. MONTEA-  
8071 GUDO MENDOZA, D. NEILL, P. NUNEZ VARGAS, M. ALEXIADES, C. CERON, A. DI FIORE, T. ERWIN, A. JARDIM, W. PA-  
8072 LACIOS, M. SALDIAS et B. VINCETI : Increasing dominance of large lianas in Amazonian forests. *Nature*, 418  
8073 (6899):770–774, 2002. ISSN 0028-0836. URL <http://dx.doi.org/10.1038/nature00926>.

8074 N. PICARD : *Modélisation de la dynamique de forêts naturelles tropicales : quel niveau de description ?* thesis, Université  
8075 Montpellier II - Sciences et Techniques du Languedoc, 2007. URL [https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-](https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00179281/document)  
8076 00179281/document.

8077 N. PICARD, F. B. BOSELA et V. ROSSI : Reducing the error in biomass estimates strongly depends on model selection.  
8078 *Annals of forest Science*, 72(6):811–823, 2015.

8079 A. POPP, K. CALVIN, S. FUJIMORI, P. HAVLIK, F. HUMPEÖDER, E. STEHFEST, B. L. BODIRSKY, J. P. DIETRICH, J. C. DOEL-  
8080 MANN, M. GUSTI, T. HASEGAWA, P. KYLE, M. OBERSTEINER, A. TABEAU, K. TAKAHASHI, H. VALIN, S. WALDHOFF,  
8081 I. WEINDL, M. WISE, E. KRIEGLER, H. LOTZE-CAMPEN, O. FRICKO, K. RIAHI et D. P. v. VUUREN : Land-use futures  
8082 in the shared socio-economic pathways. *Global Environmental Change*, 42:331–345, 2017. ISSN 0959-3780. URL  
8083 <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959378016303399>.

8084 E. PRAMOVA, B. LOCATELLI, H. DJOUDI et O. A. SOMORIN : Forests and trees for social adaptation to climate variability  
8085 and change. *Wiley Interdisciplinary Reviews : Climate Change*, 3(6):581–596, 2012. ISSN 1757-7799.

8086 K. J. PUETTMANN, K. D. COATES et C. C. MESSIER : *A critique of silviculture : managing for complexity*. Island Press,  
8087 Washington, DC, 2009. ISBN 978-1-59726-145-6 978-1-59726-146-3. OCLC : ocn213479961.

8088 K. J. PUETTMANN, S. M. WILSON, S. C. BAKER, P. J. DONOSO, L. DRÖSSLER, G. AMENTE, B. D. HARVEY, T. KNOKE, Y. LU,  
8089 S. NOCENTINI, F. E. PUTZ, T. YOSHIDA et J. BAUHUS : Silvicultural alternatives to conventional even-aged forest  
8090 management - what limits global adoption? *Forest Ecosystems*, 2:8, 2015. ISSN 2197-5620. URL [http://dx.doi.](http://dx.doi.org/10.1186/s40663-015-0031-x)  
8091 [org/10.1186/s40663-015-0031-x](http://dx.doi.org/10.1186/s40663-015-0031-x).

8092 F. E. PUTZ : Complexity confronting tropical silviculturists. *Managing Forests as Complex Adaptive Sys-*  
8093 *tems, C. Messier, K. Puettmann, and D. Coates, eds.(New York : Routledge)*, p. 165–186, 2013. URL  
8094 [https://books.google.fr/books?hl=fr&lr=&id=E4\\_fp3fU050QC&oi=fnd&pg=PA165&ots=1RCHKLvZtC&sig=](https://books.google.fr/books?hl=fr&lr=&id=E4_fp3fU050QC&oi=fnd&pg=PA165&ots=1RCHKLvZtC&sig=GG5xozw0sIBYKeCuLAIJK1KB9RM)  
8095 [GG5xozw0sIBYKeCuLAIJK1KB9RM](https://books.google.fr/books?hl=fr&lr=&id=E4_fp3fU050QC&oi=fnd&pg=PA165&ots=1RCHKLvZtC&sig=GG5xozw0sIBYKeCuLAIJK1KB9RM).

8096 F. E. PUTZ, P. A. ZUIDEMA, M. A. PINARD, R. G. A. BOOT, J. A. SAYER, D. SHEIL, P. SIST, ELIAS et J. K. VANCLAY :  
8097 Improved Tropical Forest Management for Carbon Retention. *PLOS Biology*, 6(7):e166, 2008. ISSN 1545-7885.  
8098 URL <http://journals.plos.org/plosbiology/article?id=10.1371/journal.pbio.0060166>.

8099 Y. QIAN, C. JACKSON, F. GIORGI, B. BOOTH, Q. DUAN, C. FOREST, D. HIGDON, Z. J. HOU et G. HUERTA : Uncertainty  
8100 Quantification in Climate Modeling and Projection. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 97(5):821–  
8101 824, 2016. ISSN 0003-0007. URL <https://journals.ametsoc.org/doi/full/10.1175/BAMS-D-15-00297.1>.

8102 V. ROSSI, F. CLAEYS, D. BASTIN, S. GOURLET-FLEURY, P. GUIZOL, R. EBA’A-ATYI, D. J. SONWA, G. LESCUYER et N. PICARD :  
8103 Could REDD+ mechanisms induce logging companies to reduce forest degradation in Central Africa? *Journal of*  
8104 *Forest Economics*, 29:107–117, 2017. ISSN 11046899. URL [http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/](http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1104689917301800)  
8105 [S1104689917301800](http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1104689917301800).

8106 E. RUTISHAUSER et M. HEROLD : Sustainable forest management in the tropics : between myth and opportunities,  
8107 2017.

8108 S. SHACKLETON, G. ZIERVOGEL, S. SALLU, T. GILL et P. TSCHAKERT : Why is socially-just climate change adaptation in  
8109 sub-Saharan Africa so challenging? A review of barriers identified from empirical cases : Barriers to adaptation  
8110 in SSA. *Wiley Interdisciplinary Reviews : Climate Change*, 6(3):321–344, mai 2015. ISSN 17577780. URL <http://doi.wiley.com/10.1002/wcc.335>.  
8111

8112 G. W. SILESHI : A critical review of forest biomass estimation models, common mistakes and corrective measures.  
8113 *Forest Ecology and Management*, 329:237–254, 2014. ISSN 0378-1127. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112714003910>.  
8114

8115 J. A. STANTURF : Future landscapes : opportunities and challenges. *New Forests*, 46(5-6):615–644, 2015. ISSN  
8116 0169-4286, 1573-5095. URL <https://link.springer.com/article/10.1007/s11056-015-9500-x>.

8117 N. STERN : The Structure of Economic Modeling of the Potential Impacts of Climate Change : Grafting Gross  
8118 Underestimation of Risk onto Already Narrow Science Models. *Journal of Economic Literature*, 51(3):838–859,  
8119 2013. ISSN 0022-0515. URL <https://www.aeaweb.org/articles?id=10.1257/jel.51.3.838>.

8120 T. SWINFIELD, R. AFRIANDI, F. ANTONI et R. D. HARRISON : Accelerating tropical forest restoration through the se-  
8121 lective removal of pioneer species. *Forest Ecology and Management*, 381:209–216, 2016. ISSN 0378-1127. URL  
8122 <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112716305886>.

8123 S. TRUMBORE, P. BRANDO et H. HARTMANN : Forest health and global change. *Science*, 349(6250):814–818, 2015. ISSN  
8124 0036-8075, 1095-9203. URL <http://science.sciencemag.org/content/349/6250/814>.

8125 S. L. TUCK, M. J. O'BRIEN, C. D. PHILIPSON, P. SANER, M. TANADINI, D. DZULKIFLI, H. C. J. GODFRAY, E. GODOONG,  
8126 R. NILUS, R. C. ONG, B. SCHMID, W. SINUN, J. L. SNADDON, M. SNOEP, H. TANGKI, J. TAY, P. ULOK, Y. S. WAI, M. WEI-  
8127 LENMANN, G. REYNOLDS et A. HECTOR : The value of biodiversity for the functioning of tropical forests : insurance  
8128 effects during the first decade of the Sabah biodiversity experiment. *Proc. R. Soc. B*, 283(1844):20161451, 2016.  
8129 ISSN 0962-8452, 1471-2954. URL <http://rspb.royalsocietypublishing.org/content/283/1844/20161451>.

8130 M. URIARTE et R. L. CHAZDON : Incorporating natural regeneration in forest landscape restoration in tropical re-  
8131 gions : synthesis and key research gaps. *Biotropica*, 48(6):915–924, 2016. ISSN 1744-7429.

8132 S. van den Hove : A rationale for science–policy interfaces. *Futures*, 39(7):807–826, 2007. ISSN 0016-3287. URL  
8133 <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0016328706002060>.

8134 P. Van GossUM, B. ARTS et K. VERHEYEN : “Smart regulation” : Can policy instrument design solve forest policy aims  
8135 of expansion and sustainability in Flanders and the Netherlands? *Forest Policy and Economics*, 16:23–34, 2012.  
8136 ISSN 1389-9341. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1389934109000926>.

8137 S. Wertz KANOUNNIKOFF, B. LOCATELLI, S. WUNDER et M. BROCKHAUS : Ecosystem-based adaptation to climate  
8138 change : What scope for payments for environmental services? *Climate and Development*, 3(2):143–158, 2011.  
8139 ISSN 1756-5529. URL <http://rsa.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/17565529.2011.582277>.

8140 R. A. I. WILCKE et L. BÄRRING : Selecting regional climate scenarios for impact modelling studies. *Environmental*  
8141 *Modelling & Software*, 78:191–201, 2016. ISSN 1364-8152. URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1364815216300020>.  
8142

8143 A. P. WILLIAMS et J. T. ABATZOGLOU : Recent Advances and Remaining Uncertainties in Resolving Past and Future  
8144 Climate Effects on Global Fire Activity. *Current Climate Change Reports*, 2(1):1–14, 2016. ISSN 2198-6061. URL  
8145 <https://link.springer.com/article/10.1007/s40641-016-0031-0>.

- 8146 M. ZHOU : Adapting sustainable forest management to climate policy uncertainty : A conceptual framework. *For-*  
8147 *est Policy and Economics*, 59:66–74, 2015. ISSN 1389-9341. URL [http://www.sciencedirect.com/science/](http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1389934115300125)  
8148 [article/pii/S1389934115300125](http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1389934115300125).
- 8149 B. L. ZIMMERMAN et C. F. KORMOS : Prospects for Sustainable Logging in Tropical Forests. *BioScience*, 62(5):479–487,  
8150 2012. ISSN 0006-3568. URL <http://www.bioone.org/doi/abs/10.1525/bio.2012.62.5.9>.



8152 **Résumé** Cette thèse analyse les impacts projetés du changement climatique sur les caractéristiques  
8153 des peuplements forestiers et de l'entreprise forestière d'une concession sous plan d'aménagement en  
8154 Afrique centrale.

8155 Pour cela, nous avons intégré des variables climatiques dans un mélange de modèles matriciels non-  
8156 homogènes, une nouvelle méthodologie de modélisation de la dynamique forestière bien adaptée aux  
8157 écosystèmes riches en espèces. Ce modèle est calibré sur les données du dispositif permanent de M'Baïki  
8158 en République Centrafricaine et utilise les projections climatiques régionales de l'initiative CORDEX-  
8159 Africa. Nous projetons que le changement climatique conduirait à une accélération de la dynamique  
8160 forestière, causant un effet d'éclaircissement naturel favorisant les espèces pionnières au dépens des es-  
8161 pèces tolérantes à l'ombrage.

8162 Par la suite, nous avons couplé ce modèle à un modèle d'entreprise forestière endogénéisant les choix  
8163 d'aménagement et d'exploitation. La calibration est effectuée sur les données issues de deux concession-  
8164 naires forestiers. Les impacts projetés de l'exploitation se cumulent à ceux du changement climatique,  
8165 entraînant une dégradation accrue des peuplements forestiers. En revanche, le bilan économique de  
8166 l'exploitant est amélioré du fait d'un effet d'éclaircissement favorable aux espèces exploitées.

8167 La dernière partie étudie deux options contrastées de gestion forestière améliorée : la réduction volon-  
8168 taire du prélèvement d'arbres commerciaux et l'enrichissement artificiel des peuplements. Le scénario  
8169 le plus à même d'améliorer l'état du peuplement et le bilan de l'exploitation est un fort enrichissement,  
8170 combiné à une faible réduction du prélèvement. Pour compenser les manques à gagner associés à ces  
8171 alternatives, des paiements surfaciques ou des primes sur le bois sont des instruments à préférer aux  
8172 crédits carbone.

8173 Nos travaux soulignent la vulnérabilité des forêts exploitées d'Afrique centrale face au changement  
8174 climatique et la nécessité de repenser les pratiques d'aménagement et de d'exploitation, ainsi que les  
8175 incitations apportées aux concessionnaires.

8176 **Mots-clefs** changement climatique, forêt tropicale, modélisation bioéconomique, modèles matriciels,  
8177 aménagement forestier, instruments incitatifs

---

8179 *Impacts of climate change on the sustainability of forest logging in Central Africa*

8180 **Abstract** This dissertation analyses the projected impacts of climate change on the characteristics of  
8181 the forest stands and the forest company of a concession under a management plan in Central Africa.  
8182 To do this, we have integrated climate variables into a mixture of inhomogeneous matrix models, a new  
8183 methodology of forest dynamics modeling well suited to species-rich ecosystems. This model is calibra-  
8184 ted on forest inventory from M'Baïki's permanent site in the Central African Republic and uses regional  
8185 climate projections from the CORDEX-Africa initiative. We project that climate change would lead to an  
8186 acceleration in forest dynamics, causing a natural thinning effect favouring pioneer species at the ex-  
8187 pense of shade tolerant species.

8188 Subsequently, we coupled this model to a forest company model that endogenized management and log-  
8189 ging choices. Calibration is performed on data from two forest concessionaires. The projected impacts of  
8190 logging are cumulative with those of climate change, leading to an increase of forest stand degradation.  
8191 On the other hand, the economic balance of the company is improved by a thinning effect favourable to  
8192 the harvested species.

8193 The final section examines two contrasting options for improved forest management : a voluntary re-  
8194 duction of commercial tree harvesting and an artificial forest enrichment. The scenario the most likely  
8195 to improve the state of settlement and the economic balance of the company is a strong enrichment of  
8196 forest combined with a small reduction in harvesting. To compensate for the shortfalls associated to  
8197 these alternative logging scenarios, surface payments or premiums on wood are two instruments to be  
8198 preferred to the carbon credits.

8199 Our work highlights the vulnerability of Central Africa's logged forests to climate change and the need  
8200 to rethink management and logging practices, as well as the incentive instruments oriented toward  
8201 forest concessions.

8202 **Keywords** climate change, tropical forest, bio-economic modelling, matrix models, forest manage-  
8203 ment, incentive instruments